

WILSON MARCELO DA SILVA JUNIOR

ECOLOGIA DE FLORESTAS ATLÂNTICAS COM OCORRÊNCIA
DO MURIQUI (*Brachyteles* spp.): DIVERSIDADE, SUCESSÃO
SECUNDÁRIA E ESTRUTURA NUTRICIONAL

Tese apresentada à
Universidade Federal de
Viçosa, como parte das
exigências do Programa de
Pós-Graduação em Botânica,
para obtenção do título de
Doctor Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2008

WILSON MARCELO DA SILVA JUNIOR

ECOLOGIA DE FLORESTAS ATLÂNTICAS COM OCORRÊNCIA
DO MURIQUI (*Brachyteles* spp): DIVERSIDADE, SUCESSÃO
SECUNDÁRIA E ESTRUTURA NUTRICIONAL

Tese apresentada à
Universidade Federal de
Viçosa, como parte das
exigências do Programa de
Pós-Graduação em Botânica
para a obtenção do título de
Doctor Scientiae.

APROVADA: 03 de Março de 2008

Prof^a. Flávia Maria da Silva Carmo
(Co-Orientadora)

Prof. Fabiano Rodrigues Melo
(Co-Orientador)

Prof^a. Gisele Mendes Lessa Del
Giudice

Prof. José Henrique Schoereder

Prof. João Augusto Alves Meira Neto
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. João A. A. Meira Neto, pela amizade, orientação e apoio;
Aos conselheiros Dra. Flávia M. da Silva Carmo, Dra. Gisele L. Del Giudice, Dr. Fabiano R. Melo e Dr. José H. Schoereder pelas sugestões para a versão final;
À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Biologia Vegetal pela estrutura cedida para a realização desse estudo;
À Gláucia M. Drummond, Cássio S. Martins e Fundação Biodiversitas;
Ao Instituto Estadual de Florestas (IEF);
À CAPES, FAPEMIG e CNPQ pelo auxílio Financeiro;
À Suzano Papel & Celulose S.A. pelo auxílio financeiro e logístico;
Ao Dr. Carlos Peres pela supervisão e orientação no desenvolvimento parcial desse estudo na *University of East Anglia*, Norwich, Inglaterra;
Aos colegas da *University of East Anglia*: Kirsten, Joe, Agnieszka, Jos, Sharon, Emily e Alex pela amizade e apoio em momentos tão especiais;
Ao amigo Toby Gardner pela revisão inicial e sugestões na primeira versão do manuscrito desenvolvido no exterior;
Aos funcionários do Setor de Ecologia Vegetal pela amizade;
Aos professores e amigos Og Francisco de Souza e Flávia Maria da Silva Carmo pelos valiosos conselhos e incentivos;
Aos muitos amigos e irmãos, companheiros de jornada, presentes em minha vida em todos os momentos da minha trajetória pessoal e acadêmica;
Aos meus pais por tudo;
À minha esposa Fernanda Sguizzatto de Araújo pelo amor, dedicação e apoio incondicional.

SUMÁRIO

RESUMO	v
ABSTRACT	viii
INTRODUÇÃO GERAL	1
OBJETIVOS GERAIS	4
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	5

CAPÍTULO 1 - ESTRUTURA DE DIVERSIDADE E SUCESSÃO DE TRÊS FLORESTAS COM OCORRÊNCIA DE *BRACHYTELES HYPOXANTHUS* EM MINAS

GERAIS	8
RESUMO	8
INTRODUÇÃO	9
MATERIAIS E MÉTODOS	10
Áreas de estudo	10
Determinação da Diversidade e Sucessão Secundária	11
Composição de Espécies	11
Estrutura	12
Caracterização Sucessional das Florestas	12
Similaridade florística entre os fragmentos estudados	13
Análise Estatística	13
RESULTADOS	14
Parque Estadual do Rio Doce	14
RPPN Mata do Sossego	19
Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB	23
Similaridade Florística entre Florestas	27
DISCUSSÃO	27
Florística e Estrutura de Diversidade	27
Estágio Sucessional	30
Correlações entre Estrutura e Ecologia de Muriquis	31
REFERÊNCIAS BLIBIOGRÁFICAS	33

CAPÍTULO 2 - CAPACIDADE DE SUPORTE ALIMENTAR PARA MURIQUIS

(<i>BRACHYTELES</i> SPP.) COM BASE NA ESTRUTURA DE FLORESTAS	38
RESUMO	38
INTRODUÇÃO	39
MATERIAIS E MÉTODOS	40

Identificação da dieta do gênero <i>Brachyteles</i>	40
Quantificação dos recursos alimentares.....	40
Densidades de <i>Brachyteles</i> nas florestas de ocorrência	41
Análise dos dados	42
RESULTADOS	43
DISCUSSÃO	44
Implicações para o manejo de florestas e a conservação do muriqui	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
CAPÍTULO 3 - EFFECTS OF FOREST HABITAT QUALITY ON THE RANGING ECOLOGY OF WOOLLY SPIDER MONKEYS (<i>BRACHYTELES HYPOXANTHUS</i>) IN SOUTHEASTERN BRAZIL	51
ABSTRACT	51
INTRODUCTION	52
METHODS.....	53
Study Site.....	53
Ecology of <i>Brachyteles</i> at Brigadeiro State Park.....	54
Plant Community Structure and Successional Stage	55
Phytochemical profiles	55
Data Analyses	56
RESULTS.....	58
Plant Community Structure and Successional Stage	58
Leaf fiber and protein profiles	60
Habitat effects on <i>Brachyteles</i> home range use	61
DISCUSSION	62
Differences in forest structure and plant community traits.....	62
Foliar protein and fiber content	63
<i>Brachyteles</i> ranging ecology in relation to habitat features.....	64
Primate persistence in regenerating secondary forests	65
REFERENCES	68
CONCLUSÃO GERAL	72
ANEXOS.....	74

RESUMO

SILVA JUNIOR, Wilson Marcelo da, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2008. **Ecologia de Florestas Atlânticas com ocorrência do muriqui (*Brachyteles* spp.): diversidade, sucessão secundária e estrutura nutricional.** Orientador: João Augusto Alves Meira Neto. Co-Orientadores: Flávia Maria da Silva Carmo e Fabiano Rodrigues de Melo.

Este estudo é composto por três capítulos que possuem como objetivo primordial entender como diferentes variáveis florestais se correlacionam com a distribuição, abundância e uso do espaço por primatas do gênero *Brachyteles*. O primeiro capítulo objetivou especificamente caracterizar e comparar a diversidade arbórea e sucessão secundária de três fragmentos florestais com ocorrência do *Brachyteles hypoxanthus* em Minas Gerais: Parque Estadual do Rio Doce (PERD), RPPN Mata do Sossego (Sossego) e Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB). Para alcançar tal objetivo, foram amostrados 800 indivíduos arbóreos com, no mínimo 15 cm de CAP (circunferência do caule na altura de 1,30 metros do solo), distribuídos em 200 pontos quadrantes em cada floresta. Foram ainda calculados o índice de diversidade de Shannon (H'), a equabilidade (J), o estágio sucessional, e distribuição do número de indivíduos em classes de diâmetros com intervalos de 5 cm. Adicionalmente, as três florestas foram comparadas floristicamente utilizando-se o índice de similaridade de Jaccard (S) e o algoritmo UPGMA. As três florestas mostraram estruturas de diversidade distintas. O PERD mostrou a menor e maior diversidade alfa e beta respectivamente, a menor equabilidade, e foi a floresta em estágio mais avançado de sucessão. Muito dos resultados obtidos no PERD ocorreram em função da quase mono-dominância de *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae). *S. multiflora* não representa um recurso alimentar para muriquis, e, portanto, sua presença maciça dilui a oferta de recursos alimentares na matriz florestal, elevando o orçamento energético e área de vida dos muriquis, o que culmina na queda de sua densidade. As florestas do Sossego e PESB mostraram maiores valores de diversidade e equabilidade. Em termos sucessionais, o Sossego é mais avançado que o PESB tanto em número de espécies tardias quanto na estrutura diamétrica. Tais características proporcionam uma oferta maior de alimento além de favorecer o surgimento de itens alternativos na escassez de itens prediletos, o que contribui para elevar as densidades de muriquis nessas florestas. O capítulo dois objetivou investigar a correlação entre a

densidade populacional de *Brachyteles* e a oferta de alimento. Para isso foram compilados na literatura todos os gêneros botânicos incluídos na dieta de muriquis (gêneros-recurso), dados pertinentes a seis florestas (três em Minas Gerais, duas em São Paulo e uma no Espírito Santo) com densidades populacionais de muriquis e composição florística e fitossociológica determinadas. Foram verificadas as presenças dos gêneros-recurso nas tabelas fitossociológicas, e estas foram divididas em duas novas: uma com gêneros recurso e outra com gênero não recurso. As densidades e dominâncias relativas de cada modalidade de gêneros foram somadas. Dados proporcionais também foram calculados para cada floresta: razão de densidade e razão de biomassa entre as modalidades de gêneros. A densidade de muriquis entrou como variável resposta e os estimadores da oferta de recurso como variáveis explanatórias numa regressão múltipla (GLM). Apenas a razão de biomassa e sua interação com a razão de densidade foram significativas para explicar a densidade de muriquis. Isso significa que a grande biomassa proporcional dos gêneros botânicos que são recursos alimentares em relação àqueles que não são responde pela maior capacidade de suporte alimentar dessas florestas. Em geral a proporção foi de 3:1 tanto em densidade quanto em biomassa. Árvores de grande porte conferem maior segurança durante as locomoções, principalmente para primatas de grande porte como o muriqui. Adicionalmente, ofertam alimento com fartura, permitindo uma organização social do grupo mais coesa, diminui a área de vida e desfavorece a competição entre grupos. As ações mais efetivas para a conservação do muriqui é o aumento das áreas florestadas através do plantio de enriquecimento e construção de corredores ecológicos. Sugere-se que nessas ações, ocorra o plantio de pelo menos 60% de gêneros botânicos recursos, e que a condução do manejo propicie o ganho preferencial de biomassa para esses gêneros. O terceiro capítulo objetivou investigar o papel do estágio sucessional, estrutura e o perfil químico (relação foliar de proteína/fibra) no uso do espaço por um grupo de *B. hypoxanthus* entre áreas com intensidade de uso distintas no PESB em Minas Gerais. Foi realizada uma amostragem da vegetação em cada sítio do PESB com o mesmo esforço amostral, critério de inclusão e sistema de classificação do estágio sucessional apresentado no capítulo 1. Para a determinação do perfil químico de cada sítio foram coletadas folhas de três indivíduos de todas as espécies que somaram mais de 80% do VI de cada sítio, independente da integridade e grau de desenvolvimento. A análise química dessas folhas determinou os teores de nitrogênio, proteína, fibras e a relação proteína fibra (P/F). Os teores de P/F foram avaliados entre

sítios e entre grupos ecológicos. Para a unificação espacial das variáveis estruturais e fitoquímicas com a abundância de muriquis, foram construídos 50 *buffers* de 20m de raio no ponto médio entre dois pontos quadrantes, e para cada buffer foram calculados a densidade de caules, a área basal média das árvores e a P/F média. Foram construídos outros 50 *buffers* concêntricos com 50 m de raio para a contagem do número de muriquis por buffer. O número de muriquis foi a variável resposta e a densidade de caules, área basal e P/F média foram as variáveis explanatórias inseridas no modelo completo de regressão múltipla. A única variável capaz de explicar o uso do espaço foi a interação entre área basal e densidade de caules. Não houve diferença estatística na P/F entre os sítios, mas no sítio evitado, as espécies tardias mostraram menor P/F, enquanto que o sítio mais usado mostrou-se mais homogêneo, não havendo diferença entre os grupos ecológicos. A diferença estrutural mais importante deveu-se à existência de grandes manchas de bambus no sítio evitado pelos muriquis devido ao seu histórico de perturbação. A presença de bambus promove descontinuidade no dossel afetando negativamente a regeneração de florestas por supressão do crescimento e danos físicos às espécies regenerantes. Este tipo de estrutura aumenta o orçamento energético da fauna arborícola por aumentar as rotas verticais e horizontais durante a locomoção. Essa característica aliada a maior heterogeneidade química sugere um ambiente energeticamente oneroso nas quais os muriquis evitam devido à presença de sítios adjacentes mais favoráveis. Esses resultados indicam que o rumo tomado pela sucessão secundária favoreceu a regeneração de bambus no sítio evitado. Recomenda-se num curto prazo, que manejos objetivando diminuir a dominância de espécies não recurso, como bambus no PESB e *S. multiflora* no PERD, sejam ações efetivas para a melhoria do hábitat desses primatas. O monitoramento da sucessão secundária é uma ferramenta adicional nos estudos que visam a conservação do muriqui.

ABSTRACT

SILVA JUNIOR, Wilson Marcelo da, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, march 2008. **Atlantic Forest's ecology holding muriqui (*Brachyteles* spp.): diversity, secondary succession and nutritional structure.** Adviser: João Augusto Alves Meira Neto. Co-Advisers: Flávia Maria da Silva Carmo and Fabiano Rodrigues de Melo.

This study has three chapters which mainly aimed the understanding on the role of forests variables affecting distribution, abundance and range ecology of primates belonging to *Brachyteles* genera. The first chapter specifically aimed on characterization and comparisons of tree species diversity and secondary succession among three forests holding *Brachyteles hypoxanthus* in Minas Gerais State: Rio Doce State Park (RDSP), a private property Mata do Sossego (Sossego) and Brigadeiro State Park (BSP). In order to reach such aim 800 trees measuring at least 5 cm DBH (diameter at breast height) scattered on 200 quarter points were sampled in each forest. The Shannon diversity index (H'), equability (J), the successional stage and the distribution between the numbers of individuals by diameter classes were assessed. Additionally, comparisons based upon the species compositions were taken into account by Jaccard index (S) in order to evaluate the similarity among forests. Different diversity structure emerged from these three forests. The RDSP showed the smallest and largest alfa and beta diversity respectively, the smallest equability, and was the most advanced forest in terms of succession. Most of these results in RDSP occurred due to the prevalence of *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae). *S. multiflora* has never seen as food resource for muriquis. Thus, their massive abundance powdered food resources offer leading to an energy budget improvement and eventually may lead to lower muriquis's density. Sossego and BSP forests showed larger diversity index and equability values than RDSP. Yet, Sossego forest is more advanced than BSP in terms of succession considering both the number of late secondary species and the number of diameter classes. Such characteristics favor a bigger food resource offer besides favor the occurrence of alternative items when favorite ones are scarce, which may promote higher muriquis density onto these two forests. Chapter two aimed on the investigation whether food resource offer can

improve murequi density. For this purpose a number of data set were compiled from available papers considering those genera used by murequis as food resource (resource-genera). Data of six forests with both vegetation features (species composition and structure) and murequis densities were also compiled. Three of these forests were the same studied in the first chapter. Data from two new forest spread out São Paulo State and one from Espírito Santo State were added to our current data set. The presences of those resource-genera were checked on each species composition and structure lists, which were divided on two new ones: one comprising the resource-genera and another with non-resource genera. The relative density and biomass from each genera modality were summed. Additionally the density and biomass ratios between genera modalities were assessed. Murequis densities have entered as response variable, whereas food resource estimators have entered as explanatory variable in statistical model. Multiple regressions were performed using generalized linear models. Only the biomass ratio in addition to its interaction with density ratio was statistically significant to explain murequis densities. It means that forest's carry supports are linked to species composition holding resource-genera, and such genera are represented by big trees in contrast to non-resource genera. Generally the ratio was 3:1 for both biomass and density. Big trees are important due to security promoted by their strong branches during murequis locomotion besides they can offer more food allowing cohesive groups while foraging, low home range at same time that weaken inter group competition. The actions toward murequis conservation account to the enlargement of forested areas by planting favorite trees species and the construction of corridors among fragments. It is suggested the planting of at least 60% of trees belonging to resource-genera, and forestry favoring the gain of biomass for such genera. The third chapter aimed to investigate the role of forest successional stage, structure and chemical profile (foliar protein to fiber ratio) on *B. hypoxanthus* range ecology between two forests at BSP. The choices of these two sites were based on the usage differences by murequis. Hereafter these two sites are called core area and non core area. The standard sampling methods presented in chapter one were repeated on these two sites at BSP. For chemical profile assessment leaves from three different individuals of those species comprising 80% of community importance value (IV) were sampled regardless their integrity and ontogeny within each site. The chemical analyses account for nitrogen, protein, fiber and protein to fiber ratio (P/F). The P/F was evaluated between sites and among regeneration guilds. In order to

spatially correlate the structural variables with muriquis abundance 50 buffers measuring 20m of ray were put between two vegetation sampling points. The stem density, mean basal area and P/F were assessed for each buffer. Other 50 concentric buffers measuring 50 m of ray were overlaid in order to trap muriquis counts. The number of muriquis was the response variable, and the stem density, mean basal area and mean P/F were the explanatory variable inserted on statistical model using multiple regression. None statistical difference was detected between sites considering P/F, but in the non core area the late successional species showed lower P/F, whereas the core area was chemically more homogeneous than non core area, and none statistical differences emerged across regeneration guilds in core area. The most important structural difference between sites occurred due to massive bamboos clumps spread out in non core area. The massive bamboo's clumps regeneration is supposed to has occurred as a response to logging in the past. Bamboos clumps generate gaps in the canopy besides harm the regenerating tree species below them by physical injuries caused by fallen branches. Such forest dynamics favor opened canopies increasing muriquis energy budget by improving their horizontal and vertical routes when gaps are faced while traveling. Thus one may expect that muriquis avoid these sites. These results point out that the pathway taken by secondary succession favored bamboos clumps regeneration at non core area. It is suggested as short term actions that weaken non resource genera as bamboos clumps at BSP and *S. multiflora* at RDSP are taken into account on forestry planning seeking habitat enrichment and muriquis persistence. The secondary succession monitoring is also suggested as an additional tool for those studies aiming muriquis conservation.

INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é considerada um “hotspot”, segundo a metodologia estabelecida pela Conservation International, pela alta biodiversidade e grau de endemismo. A presença de cerca 20.000 espécies de plantas vasculares, das quais 6.000 endêmicas, e de 1.361 espécies de vertebrados (exceto peixes), com 546 endêmicas, fazem da Mata Atlântica o sexto “hotspot” em importância, numa lista de 34 regiões prioritárias para a conservação em todo o planeta (Myers *et al.*, 2000).

Grandes extensões de Mata Atlântica foram reduzidas a um conjunto de pequenos fragmentos de floresta, passíveis de sofrer processos de erosão de diversidade biológica em grande escala (Fonseca, 1992), já que a fragmentação altera significativamente as condições ecológicas e a composição de espécies biológicas (Primack, 1992; Terborgh, 1992) como mostram estudos feitos na Amazônia e na própria Mata Atlântica (Lovejoy & Bierregaard, 1990; Chiarello, 1999).

Das cerca de 260 espécies de mamíferos que ocorrem na Mata Atlântica (Myers *et al.*, 2000) 24 são primatas (Rylands *et al.*, 2000), sendo 18 delas (86%) endêmicas (Mendes *et al.*, 2000). Por serem mamíferos arborícolas, restritos a habitats florestais, os primatas estão entre os mamíferos mais ameaçados com a fragmentação da Mata Atlântica. Consequentemente, 16 espécies correm o risco de serem extintas, de acordo com a lista oficial de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção.

O gênero *Brachyteles* (Primates: Atelidae) conhecido como muriqui ou monarcoveiro, é um representante expressivo da mastofauna da Mata Atlântica, da qual é um herbívoro endêmico. Atualmente, duas espécies são reconhecidas – *Brachyteles hypoxanthus* e *Brachyteles arachnoides*, e ambas estão relacionadas na “Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção” (MMA, in 03 de 28 de maio de 2003), com *status* de Criticamente em Perigo e Em Perigo, respectivamente. Em escala mundial, *B. hypoxanthus* já constou entre as 25 espécies de primatas mais ameaçadas de extinção (Konstant *et al.*, 2002).

A distribuição original do gênero *Brachyteles* abrangia grande parte da Mata Atlântica desde o sul da Bahia até o Paraná (Aguirre, 1971). Atualmente esse primata está restrito a alguns poucos remanescentes florestais. O muriqui-do-sul (*B. arachnoides*) pode ser encontrado em fragmentos de mata de São Paulo, Rio de Janeiro e Paraná, enquanto que o muriqui-do-norte (*B. hypoxanthus*) ainda ocorre em Minas Gerais e no Espírito Santo em pequenos fragmentos isolados de Mata

Atlântica, e provavelmente está extinto na Bahia (Oliver & Santos, 1991; Strier *et al.*, 2002). Em Minas Gerais, a ocorrência destes primatas foi confirmada em apenas oito remanescentes de mata (Hirsch *et al.*, 2002).

Entender os fatores determinantes da abundância dos animais é fundamental para o desenvolvimento de planos de manejo e conservação de espécies ameaçadas de extinção (Chapman & Peres, 2001). Dentre esses fatores, características do habitat, como disponibilidade, abundância e qualidade de recursos, são primordiais para a estimação da variação espacial e temporal das populações de primatas e para previsões futuras relativas à comunidade (Chapman *et al.*, 2002; Pinto *et al.*, 1993; Oates *et al.*, 1990; Staling & Robinson, 1991; Strier, 1992, 1997, 2000).

Num mesmo fragmento florestal podem subsistir vários grupos de primatas, de espécies distintas, que utilizam diferentes itens alimentares disponíveis. Portanto, a dieta de uma espécie não pode ser generalizada para todas as outras presentes no mesmo fragmento, tanto em proporções de partes ingeridas das plantas (fruto, folha ou flores) quanto para a variedade dos itens consumidos (Chapman *et al.*, 2002). Essas diferenças nas dietas dos grupos ocorrem em função do seu tamanho, da disponibilidade e da abundância dos itens alimentares nos locais de forrageamento. Nesse sentido, o conhecimento da composição florística e da estrutura fitossociológica de trechos dessas florestas podem responder questões relativas à capacidade de suporte desses ambientes para as populações de primatas.

Estudos recentes mostram que existe uma correlação positiva entre a diversidade da vegetação local e a densidade de primatas folívoros, o que pode ser explicado pela variedade de itens alimentares (Dias, 2003). Segundo Strier (2000) o aumento na proporção de folhas ingeridas de várias espécies em relação a outros itens, como flores e frutos, na dieta do *B. hypoxanthus* tem como consequência a diminuição opcional da importância desses outros itens na sustentabilidade da população. Em ambientes onde a vegetação é mais diversificada, a diminuição da disponibilidade de determinados recursos alimentares é compensada pelo aparecimento de outros, principalmente folhas de várias espécies (Pinto *et al.*, 1993; Ganzhorn, 1995; Chiarello, 1999; Strier, 2000). Muriquis que habitam fragmentos florestais grandes com uma vegetação mais homogênea apresentaram maior dependência de frutos e, conseqüentemente, podem ser mais vulneráveis à inanição durante a escassez deste item alimentar (Strier, 2000).

Entretanto, a alta diversidade representada pela grande quantidade de espécies na vegetação, por si só, não responde pela sustentabilidade dessas populações, uma vez que fatores qualitativos como a qualidade nutricional, a presença de substâncias fagorrepelentes e os compostos tóxicos são fatores importantes. Milton (1979) apresentou uma explicação fisiológica para a importância da proporção proteína/fibra em que cada espécie de primata possui um limiar mínimo de proteína consumida para manter as funções corporais e, abaixo do qual, os animais apresentam um balanceamento negativo de nitrogênio e eventualmente podem morrer. Na África, estudos demonstraram uma relação positiva entre biomassa de Colobideos e a qualidade nutricional das folhas das quais se alimentavam, determinada pela relação entre proteínas e fibras (Chapman *et al.*, 2002). O mesmo fato foi relatado para lêmures folívoros (Ganzhorn, 1992). Emmons (1984) utilizou o mesmo argumento para explicar a variação na densidade de primatas e mamíferos entre localidades na Amazônia. Entretanto, resultados menos conclusivos foram encontrados ao Sul da Ásia, onde a proporção proteína/fibra não se correlacionou diretamente com a biomassa de primatas da região (Gupta & Chivers, 1999).

Os estudos de ecologia química e nutrição também demonstram a importância de compostos do metabolismo secundário na seleção dos itens da dieta de herbívoros (Chapman & Chapman, 2002; Chapman *et al.*, 2003; Takemoto, 2003). Nesses estudos, aspectos quali-quantitativos de alcalóides, compostos fenólicos, saponinas, taninos são discutidos levando em consideração suas ocorrências nas espécies vegetais presentes e ausentes na dieta. Tais compostos são determinantes da seleção alimentar por apresentarem características fagorrepelentes e por interferir na assimilação de proteína. Segundo Borges & Mali (2003) os taninos se ligam às proteínas tornando-as de difícil digestão e assimilação. No sentido contrário, compostos como saponinas e alcalóides se ligam ao tanino impedindo a sua ligação às proteínas, tornando-as assimiláveis.

A determinação da disponibilidade de recursos alimentares, aliada aos aspectos químicos e nutricionais desses recursos, são informações que estão sendo fartamente utilizadas no desenvolvimento de planos de manejo, políticas e ações de cunho conservacionista (Ganzhorn, 1992; Chapman & Chapman, 2002; Chapman *et al.*, 2002; Chapman *et al.*, 2003; Takemoto, 2003), pois sedimentam a interdisciplinaridade que a conservação biológica exige ao atuar na interface flora-fauna.

No entanto, no Brasil ainda são incipientes os estudos que correlacionam a disponibilidade e qualidade de recursos impostos pela composição florística e fitossociológica de florestas que sustentam as populações de *Brachyteles*.

OBJETIVOS GERAIS

Este estudo teve como objetivos: i) a caracterização e comparação da diversidade arbórea e sucessão secundária de três fragmentos florestais com ocorrência do *Brachyteles hypoxanthus* em Minas Gerais: Parque Estadual do Rio Doce (PERD), RPPN Mata do Sossego (M. Sossego) e Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB); ii) investigar a correlação entre a densidade populacional de *Brachyteles* e a oferta estrutural de recursos alimentares estimados a partir de parâmetros fitossociológicos, e iii) investigar como o estágio sucessional, estrutura e perfil químico (relação foliar de proteína/fibra) de áreas com intensidade de uso distintas interferem no uso do espaço por um grupo de *Brachyteles hypoxanthus* no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) em Minas Gerais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre, A.C. 1971. O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy). *Anais da Academia Brasileira de Ciência*, Rio de Janeiro. 53p.
- Borges, R. M. & Mali, S. 2003. Phenolics, fibre, alkaloids, saponins, and cyanogenic glycosides in a seasonal cloud forest in India. *Biochemical Systematics and Ecology*, 31:11, p.1221-1246.
- Chapman, C.A. & Chapman, L.J. 2002. Foraging challenges of red colobus monkeys: influence of nutrients and secondary compounds. *Comparative Biochemistry and Physiology* (part A) 133:861-875.
- Chapman, C.A. & Peres, C.A. 2001. Primate conservation in the new millennium: The role of scientist. *Evol. Anthropol.* 10:16-33.
- Chapman, C.A., Chapman, L.J., Rode, K.D., Hauck, E.M. & McDowell, L.R.. 2003. Variation in the nutritional value of primate foods: among trees, time periods, and areas. *International Journal of Primatology* 24(2):317-333.
- Chapman, C.A.; Chapman, L.J.; Bjorndal, K.A. & Onderdonk, D.A. 2002. Application of protein-to-fiber ratios to predict colobines abundance on different spatial scales. *Int. J. Primatol.* 23:283-310.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. *Biol. Conserv.* 89:71-82.
- Dias, L.G. 2003. Efeito do tamanho de grupo no padrão de deslocamento e de atividades de *Brachyteles arachnoides hypoxanthus*. Dissertação de Mestrado, UFMG, Belo Horizonte, Brasil.
- Emmons, L.H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16:210–222.
- Ganzhorn, J.U. 1992. Leaf chemistry and the biomass of folivorous primates in tropical forests: Test of a hypothesis. *Oecologia* 91:540–547.
- Ganzhorn, J.U. 1995. Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and lemur population. *Ecology* 76:2084-2096.
- Gupta, A.K. & Chivers, D.J. 1999. Biomass and use of resources in south and south-east Asian primates communities. In: Fleagle, J.G.; Janson, C. & Reed, K.E. (ed.). *Primates Communities Cambridge University Press*, Cambridge, pp. 38-54.
- Hirsch, A.; Dias, L.G.; Martins, L.O.; Campos, R.F.; Landau, E.C. & Resende, N.A.T. 2002. BDGEOPRIM – Database of geo-referenced localities of Neotropical primates. *Neotrop. Primates* 10:79-84.

- Konstant, W.R.; Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Butynski, T.M.; Eudey, A.A.; Ganzhorn, J. & Kormos, R. 2002. The world's top 25 most endangered primates – 2002. *Neotrop. Primates* 10:128-131.
- Lovejoy, T.E. & Bierregaard, R.O. Jr. 1990. Central Amazonia forests and minimum critical size of ecosystems project. Pp.60-71 in *Four Neotropical Rainforests*, A.H. Gentry, Ed. Yale University Press, New Haven.
- Milton, K. 1979. Factors influencing leaf choice by howler monkeys: A test of some hypothesis of food selection by generalist herbivores. *American Naturalist* 114:363-378.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2003. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Website: <http://www.mma.gov.br>
- Myers, N; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. and Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-845.
- Oates, J.F.; Whitesides, G.H.; Davies, A.G.; Waterman, P.G.; Green, S.M.; Dasilva, G.L. & Mole, S. 1990. Determinants of variation in tropical forest primate biomass: New evidence from West Africa. *Ecology* 71:328–343.
- Oliver, W.L.R. & Santos, I.B. 1991. Threatened endemic mammals of the Atlantic Forest Region of south-east Brazil. *Jersey Wildlife Preservation Trust, Special Scien. Rep.* 4:1-126.
- Pinto, L.P.S.; Costa, C.M.R.; Strier, K.B. & Fonseca, G.A.B. 1993. Habitat, density and group size of primates in a Brazilian tropical forest. *Folia Primatol.* 61:135-143.
- Primack, R.B. 1992. Tropical community dynamics and conservation biology. *BioScience*, 42:818-821.
- Rylands A.B., Scheneider, H., Languth, A. Mittermeier, R.A., Groves, C.P. & Rodriguez-Luna, E., 2000. Na assessment of New World Primates. *New Tropical Primates*, 8(2):61-93.
- Staling & Robinson, 1991. Disturbance, forest heterogeneity and primate communities in a Brazilian Atlantic Forest Park. *A Primatologia no Brasil* 3:357-368.
- Strier, K.B. 1992. *Faces in the forest: the endangered muriqui monkey of Brazil*. Oxford University Press, Oxford.
- Strier, K.B. 1997. Behavioral ecology and conservation biology of primates and other animals. *Advances in the Study of Behavior* 26:101-158.

- Strier, K.B. 2000. Population viability and regional conservation priorities for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica* 32:903-913.
- Strier, K.B.; Boubli, J.P.; Guimarães, V.O. & Mendes, S.L. 2002. The muriquis of the Estação Biológica de Caratinga, Minas Gerais, Brazil: Updates. *Neotrop. Primates* 10:115-119.
- Takemoto, H. 2003. Phytochemical determination for food choice by wild chimpanzees in Guinea, Bossou. *Journal of Chemical Ecology* 29(11):2551-2573
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity on tropical forests. *Biotropica*, 24(2b): 283-292.

CAPÍTULO 1

ESTRUTURA DE DIVERSIDADE E SUCESSÃO DE TRÊS FLORESTAS COM OCORRÊNCIA DE *BRACHYTELES HYPOXANTHUS* EM MINAS GERAIS

RESUMO

O gênero *Brachyteles* (Atelidae) é um primata endêmico da Mata Atlântica e em perigo de extinção. A maioria das informações sobre sua ecologia foi coletada em um único fragmento florestal em Minas Gerais (Fazenda Montes Claros) o que sublinha a necessidade de estudar outros fragmentos no Estado. Este estudo objetivou a caracterização e comparação da diversidade arbórea e sucessão secundária de três fragmentos florestais com ocorrência do *B. hypoxanthus* em Minas Gerais: Parque Estadual do Rio Doce (PERD), RPPN Mata do Sossego (M. Sossego) e Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB). Para a determinação da composição de espécies, estrutura de diversidade e sucessão secundária foram alocados 200 pontos quadrantes em cada floresta. Para o estudo comparativo da diversidade foram determinados o índice de diversidade de Shannon (H') assim como a diversidade alfa e beta através da regressão entre o número de espécies por grupo de indivíduos amostrados. Para o estudo sucessional, as espécies foram classificadas em grupos ecológicos e suas frequências em cada grupo foram determinadas pela contagem do número de espécies por grupo. Adicionalmente, foram realizadas as curvas de distribuição do número de indivíduos em classes de diâmetros. O PERD mostrou a menor diversidade alfa em contraste com a maior diversidade beta, foi a floresta em estágio mais avançado de sucessão em virtude do número de espécies secundárias tardias, do número de classes de diâmetros e indivíduos gigantes. A M. Sossego encontra-se numa posição intermediária na sere sucessional, com uma estrutura de diversidade e número de espécies secundária tardia similar ao PERD. No entanto, possui um número menor de classes de diâmetros em relação ao PERD. O PESB é a floresta com a maior e menor diversidade alfa e beta respectivamente, encontra-se em estágio mais inicial de sucessão, com um número maior de espécies pioneiras e poucas espécies secundárias tardias. O PERD mostrou a menor equabilidade em função da elevada densidade de *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae) que praticamente domina o sub-bosque desta floresta. As outras duas florestas mostraram valores mais equilibrados para essa variável. As diferenças de estrutura de diversidade podem interferir nas densidades populacionais de muriquis porque florestas ricas ofertam recursos alimentares alternativos em época de escassez de itens prediletos. No entanto, uma diversidade alta combinada com uma baixa equabilidade, como no caso do PERD, eleva o orçamento energético individual dos muriquis, exige uma maior área de vida, aumenta a probabilidade da competição entre grupos e pode diminuir as densidades populacionais. As ações recomendadas para o aumento do habitat do miqui passam obrigatoriamente pelo aumento das áreas florestadas em Minas Gerais. É recomendado o plantio de enriquecimento com espécies secundárias tardias, mas o conhecimento das correlações entre a abundância de recursos (densidade e biomassa) e as densidades de muriquis é imperativo para o subsídio dessas ações.

INTRODUÇÃO

O gênero *Brachyteles* (Atelidae) é um primata exclusivamente herbívoro e endêmico dos ameaçados remanescentes de Mata Atlântica que ainda recobrem o sudeste brasileiro. Por algum tempo as duas espécies reconhecidas para esse gênero (*B. hypoxanthus* e *B. arachnoides*) estiveram ameaçadas de extinção devido principalmente a reduções das áreas florestadas que compõem o seu habitat e à caça predatória (Strier 1991).

Muitos esforços têm sido direcionados com o objetivo único da conservação biológica do gênero *Brachyteles*. Mas, quase todas as informações sobre a ecologia, comportamento, reprodução e demografia dos muriquis foram obtidas a partir de uma única população da Estação Biológica de Caratinga, MG (Mendes et al., 2005). A importância das Florestas Atlânticas para o gênero *Brachyteles* é indiscutível, pois tais ecossistemas abrigam todas as condições e recursos que sustentam sua existência. Por exemplo, a densidade de primatas folívoros, como o *Brachyteles*, se correlaciona de forma positiva com diversidade florística em função da maior oferta de itens alimentares (Dias 2003), e da maior probabilidade de oferta de itens alternativos nos períodos de escassez dos itens prediletos (Ganzhorn 1995; Chiarello 1999; Strier 2000). Outro aspecto importante é a estrutura da floresta. O papel de árvores grandes na fitocenose é discutido sob diferentes aspectos: i) proporciona uma oferta de recursos compatível com o alto requerimento energético de mamíferos de grande porte (Clutton-Brock & Harvey 1977); ii) permitem a formação de grupos coesos e diminuem as chances de predação (Gaulin et al. 1980; Lemos de Sá & Strier 1992; Petroni 2000); iii) promovem segurança durante a locomoção pelo fornecimento de galhos robustos (Fimbel 1994).

Novos esforços estão sendo direcionados para outras florestas em Minas Gerais (Parque Estadual do Rio Doce, RPPN Mata do Sossego e o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro). São incipientes as pesquisas que relacionam o acúmulo de espécies e alterações estruturais da floresta durante a sucessão secundária com a abundância de muriquis. Tal abordagem é importante porque gera informações que podem compor planos de ação efetivos para a conservação tanto da Mata Atlântica quanto dos muriquis. Nesse contexto, este estudo teve como objetivos a caracterização e comparação da diversidade arbórea e sucessão secundária de três fragmentos florestais com ocorrência do *Brachyteles hypoxanthus* em Minas Gerais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Áreas de estudo

O estudo foi realizado em três unidades de conservação em Minas Gerais, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), a Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata do Sossego (Sossego), e o Parque Estadual do Brigadeiro (PESB).

O PERD está situado nos municípios de Marliéria, Timóteo e Dionísio (42°33'W e 19°37'S). É o maior e um dos mais importantes fragmentos da Mata Atlântica de Minas Gerais, com aproximadamente 36.000 ha de área, delimitado ao norte pelo Rio Piracicaba, a leste, pelo Rio Doce, e ao sul e a oeste, por extensas plantações de *Eucalyptus* e pastagens. A altitude varia entre 230 e 515 m, e o clima é tropical quente semi-úmido, com uma estação chuvosa no verão e seca de quatro a cinco meses no inverno (Nimer, 1989). A pluviosidade média anual no parque é de 1.480,3 mm, a temperatura média anual de 21,9°C e o período de déficit hídrico de maio a setembro (Gilhuis, 1986). De acordo com Veloso *et al.* (1991), sua vegetação faz parte da Floresta Estacional Semidecidual Submontana.

A RPPN Mata do Sossego está localizada no município de Simonésia (42° 05'S e 20° 04'W). Apesar de possuir uma área averbada de 180 hectares a reserva apresenta uma vasta área de entorno que forma um grande bloco de floresta com aproximadamente 800 ha. Esse contínuo florestal é constituído de Floresta Tropical Atlântica Montana, cujo estado de conservação é potencializado pela topografia acidentada e presença de uma série de nascentes. O gradiente altitudinal varia entre 1300 a 1600 m e o clima é definido como mesotérmico sub-tropical úmido, com média de três meses de seca durante o inverno.

O Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB) possui cerca de 13.210 ha de Floresta dividida entre os municípios de Ervália, Fervedouro, Sericita, Araponga, Miradouro, Pedra Bonita, Muriaé e Divino (20°43'S e 42°01'W). A altitude varia de 1000 a 2000 metros. A vegetação florestal existente na Serra do Brigadeiro é caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa (Veloso *et al.*, 1991; Ribeiro, 2003). Além de vegetação florestal, ocorrem também Campos de Altitudes (Caiafa, 2005) O clima da região é classificado como mesotérmico sub-tropical brando úmido, tendo em média três meses de seca (Valverde, 1958). A temperatura média anual é de 18°C, com mínimas inferiores a 17°C e máximas 23°C e precipitação média anual de cerca de 1300 mm (Engevix, 1995).

Determinação da Diversidade e Sucessão Secundária

Composição de Espécies

Para a determinação da composição de espécies arbóreas foram realizadas amostragens florísticas e fitossociológicas nos grids de transectos previamente abertos em 2004 para os estudos primatológicos nessas três florestas (Figura 1). Nesse grid, foram selecionados arbitrariamente, os segundo e quarto transectos para a amostragem e coleta de dados referente à vegetação. Cada transecto possui 1000 m de comprimento e estão separados de forma equidistantes 200 m um do outro. Em cada transecto foram instalados 100 pontos amostrais distantes 20 metros um do outro. Um total de 800 indivíduos pertencentes ao componente arbustivo-arbóreo foi amostrado em cada floresta.

A florística foi determinada a partir da coleta de material botânico de todos os 800 indivíduos amostrados, seguidos de seu posterior reconhecimento ou identificação. Para a identificação taxonômica, foi utilizada literatura especializada, consulta a herbários e especialistas. A atualização dos binômios específicos foi realizada através do site do Missouri Botanical Garden (www.mobot.org) ou obras mais recentes. Os materiais férteis foram depositados no herbário da Universidade Federal de Viçosa (VIC). As espécies foram classificadas nas famílias reconhecidas pelo sistema do Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003).

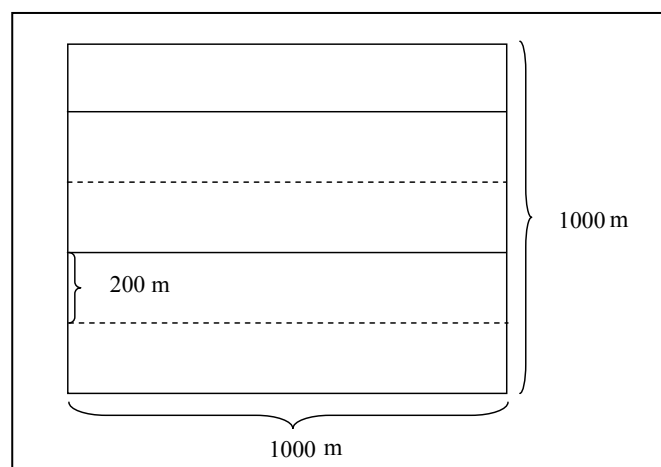


Figura 1 – representação esquemática do grid no qual foi a unidade espacial da amostragem da vegetação e estudos de ecologia de muriquis nas três florestas alvo desse estudo. Cada linha horizontal representa um transecto de 1000 m de extensão equidistantes 200 m um do outro. As linhas horizontais tracejadas representam os dois transectos utilizados nos estudos da vegetação.

Estrutura

Em cada transecto foram realizadas amostragens fitossociológicas por meio do método de quadrantes (Cottam & Curtis, 1956) com o cálculo de distância corrigida individual modificada por Martins (1991). Em cada quadrante foi medida a distância do ponto até o indivíduo mais próximo com, no mínimo 15 cm de circunferência dos caules à altura de 1,3m do solo (CAP), além da estimativa da altura.

A partir dos bancos de dados florístico-estruturais foram construídas as curvas de distribuições de frequências diamétricas para avaliação da estrutura de tamanhos das fitocenoses e das populações amostradas (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974) utilizando-se o software Diamfito (Mota, 1994). A estrutura de diâmetros possibilita os cálculos e comparações estatísticas das diversidades alfa e beta de florestas através da construção das curvas Log (indivíduo)-Log (espécie) (Condit et al. 1996, Hubbell 1997, Newton 2007).

Caracterização Sucessional das Florestas

A caracterização sucessional das florestas foi obtida por métodos distintos. O primeiro consistiu na separação das espécies em grupos ecológicos e caracterização do estágio sucessional por meio do número de espécies de cada grupo. O segundo método consistiu da análise da estrutura diamétrica das fitocenoses.

A separação dos grupos ecológicos utilizou-se dos grupos das espécies pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias de acordo com Leitão Filho et al. (1996). Foi realizada uma compilação na literatura pertinente à classificação dessas espécies em grupos ecológicos, e, a classificação adotada nesse estudo, compreende o grupo ecológico mais citado para cada uma das espécies amostradas nas três florestas. Quando houve empate no número de citações o grupo das secundárias iniciais foi adotado devido à sua posição intermediária. O número de espécies dos grupos ecológicos foram as variáveis utilizadas para efeito da determinação da etapa seral de cada floresta e para a comparação entre as três florestas.

A análise da estrutura diamétrica das fitocenoses consiste na avaliação da inclinação da reta de regressão (m) e intercepto (b) obtidos através da plotagem do logaritmo do número de indivíduos (variável resposta) pelo logaritmo dos centros de classes (variável explanatória) da distribuição diamétrica. A utilização do valor do

intercepto (*b*) é embasada no pressuposto de que quanto maior seu valor maior o número de indivíduos agrupados na menor classe de diâmetro, o que reflete um estágio seral mais inicial (Harper 1977, Lawton 1987).

Similaridade florística entre os fragmentos estudados

Para a comparação entre as áreas estudadas, foi utilizado o algoritmo das médias não-ponderadas (UPGMA) dos Índices de Similaridade de Sorensen (ISs) (Sneath & Sokal, 1973; Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974), cuja fórmula é a seguinte:

$$ISs = 2c / a + b \times 100$$

Em que *c* = número de espécies comuns em duas matas; *a* = número total de espécies na mata “A”; e *b* = número total de espécies na mata “B”.

Análise Estatística

A comparação estatística da diversidade procede-se por meio da construção das curvas indivíduo-espécie (Condit et al. 1996, Newton 2007) seguidas do teste F para a avaliação dos valores do desvio padrão do intercepto (*b*) e da inclinação da reta de regressão (*m*), nos quais significam respectivamente a diversidade alfa e beta (Hubbell 1997).

A comparação estatística entre o número de espécies por grupo ecológico em cada floresta e entre florestas foi realizada através da tabela de contingência do qui quadrado (χ^2). Adicionalmente, o estágio sucessional foi avaliado através dos valores da inclinação da reta de regressão (*m*) e intercepto (*b*) obtidos através da plotagem do logaritmo do número de indivíduos (variável resposta) pelo logaritmo do centro de classe (variável explanatória) da distribuição diamétrica. A comparação estatística das médias e desvio padrão das inclinações e dos interceptos foi feita por meio de teste F e assumiu 5% de significância (Bourg 2006, Newton 2007).

RESULTADOS

Parque Estadual do Rio Doce

A composição florística do PERD mostrou 175 espécies distribuídas em 108 gêneros e 42 famílias. As famílias com maiores riqueza específica foram: Fabaceae (32), Myrtaceae (18), Lauraceae (13), Annonaceae, Moraceae e Sapotaceae (oito cada). A lista florística completa é apresentada no Anexo 1. As 10 espécies com populações mais representativas em Valor de Importância (VI) foram *Senefeldera multiflora*, *Neoraputia alba*, *Ficus gomelleira*, *Lecythis pisonis*, *Virola gardneri*, *Guatteria acutipetala*, *Pterygota brasiliensis*, *Rollinia sylvatica*, *Trichilia sylvatica* e *Cariniana legalis* (Anexo 2). Essas espécies somaram 143,89 ou 48% do VI dessa floresta. A síntese dos parâmetros estruturais encontram-se no Quadro 1.

Em termos de diversidade, a floresta do PERD é a que possuiu menores índice de diversidade ($H' = 3.651$) e equabilidade ($J = 0.707$), Quadro 1. A baixa diversidade é corroborada pelo menor valor do intercepto da reta de regressão ($\log b = 0.0635$, $p < 0.001$), Figura 2.

Quadro 1 – Síntese da estrutura de diversidade e outros parâmetros estruturais das três florestas compreendidas nesse estudo.

Estrutura	PERD	M. Sossego	PESB
β (d.p.)	0.770 (0.0152)	0.666 (0.024)	0.658 (0.0161)
α (d.p.)	0.0635 (0.03)	0.2931 (0.047)	0.2429 (0.047)
p	<0.01*	<0.01*	<0.01*
Área (ha)	0.49	0.52	0.76
H'	3.651	4.343	3.930
J	0.707	0.873	0.806
AB (m ² /ha)	48.35	41.06	25.25
b (d.p.)	5.637 (0.44)	4.973 (0.315)	6.015 (0.6)
m (d.p.)	-2.796 (0.243)	-2.340 (0.192)	-3.023 (0.38)

α e β = diversidade alfa e beta e seus respectivos desvio padrão (d.p.); p = p estatístico, sendo * seu indicador de significância; Área = área equivalente da amostra de pontos quadrantes em hectares; H' = índice de diversidade de Shannon; J = índice de equabilidade das espécies; AB = área basal da amostra em metros quadrados por hectare; b e m = intercepto e inclinação da reta de regressão das curvas ($\log x \log$) do número de indivíduos por classe de diâmetros e seus respectivos desvio padrão.

No entanto, o PERD mostrou a maior inclinação dessa mesma reta ($m = 0.77$, $p < 0.001$) o que aponta para a maior diversidade beta das três florestas, Figura 2.

Resultados tão diferentes expressam uma baixa diversidade local combinada a um acréscimo de espécies à medida que mais indivíduos são amostrados.

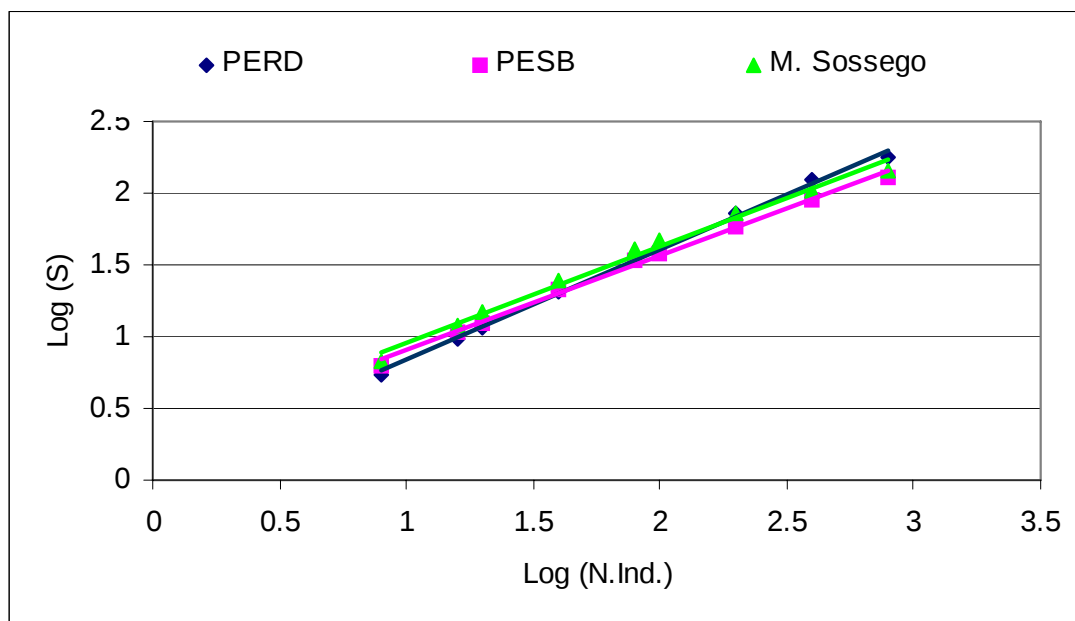


Figura 2 – Regressões comparativas mostrando o acúmulo de espécies por número de indivíduos amostrados das três florestas em Minas Gerais. S = número de novas espécies, N. Ind = número de indivíduos.

A floresta do PERD se encontra, comparativamente, no estágio sucessional mais avançado independente do método de análise utilizado. Nessa floresta o número de espécies secundárias tardias é estatisticamente superior ao número de pioneiras ($\chi^2 = 44.643$, $p < 0.001$). Não há diferença entre as secundárias tardias e iniciais. A distribuição do número de espécies nos grupos ecológicos está na Figura 3.

Outro indicador do estágio sucessional avançado dessa floresta é o número de classes de diâmetro. Segundo essa última análise, o PERD apresentou o maior número de classes de diâmetros (13), com um decréscimo do número de indivíduos da primeira (5-15 cm) para a segunda classe (15-25 cm) e da segunda para a terceira (25-35 cm), Figura 4. O comportamento da distribuição de indivíduos nas classes de diâmetros é também ilustrado pelo alto valor de b (5.637) e baixo valor de m (-2.796) obtidos através da regressão da abundância de indivíduos na distribuição diamétrica, Figura 5.

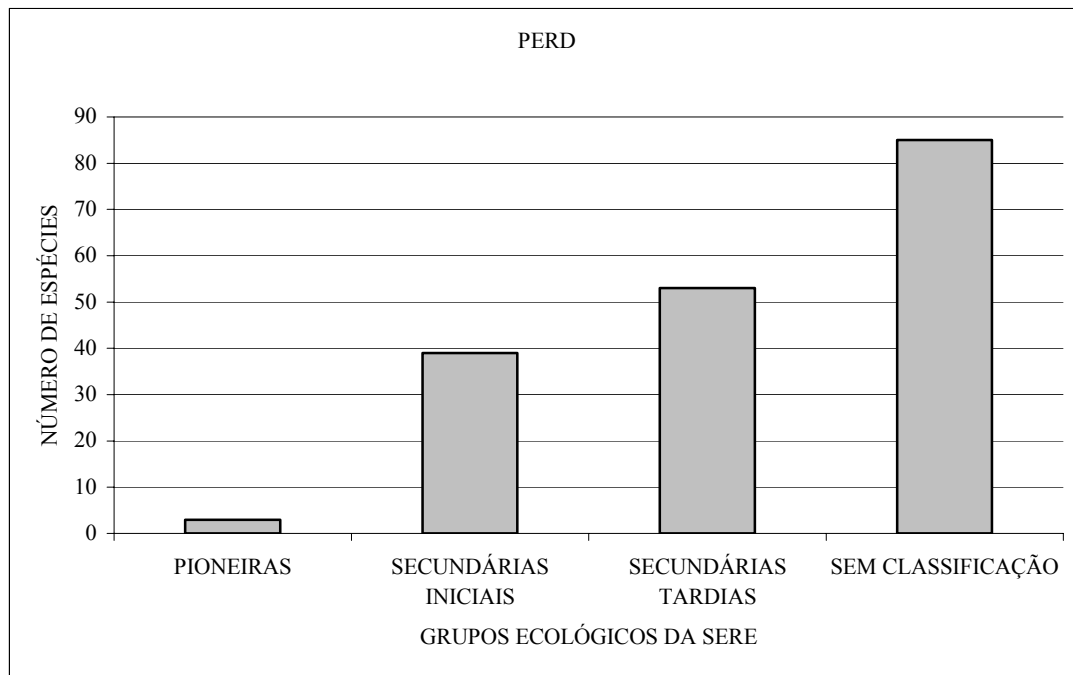


Figura 3 – Número de espécies por grupo ecológico das diferentes etapas serais de sucessão nesta floresta do Parque Estadual do Rio Doce - PERD, MG.

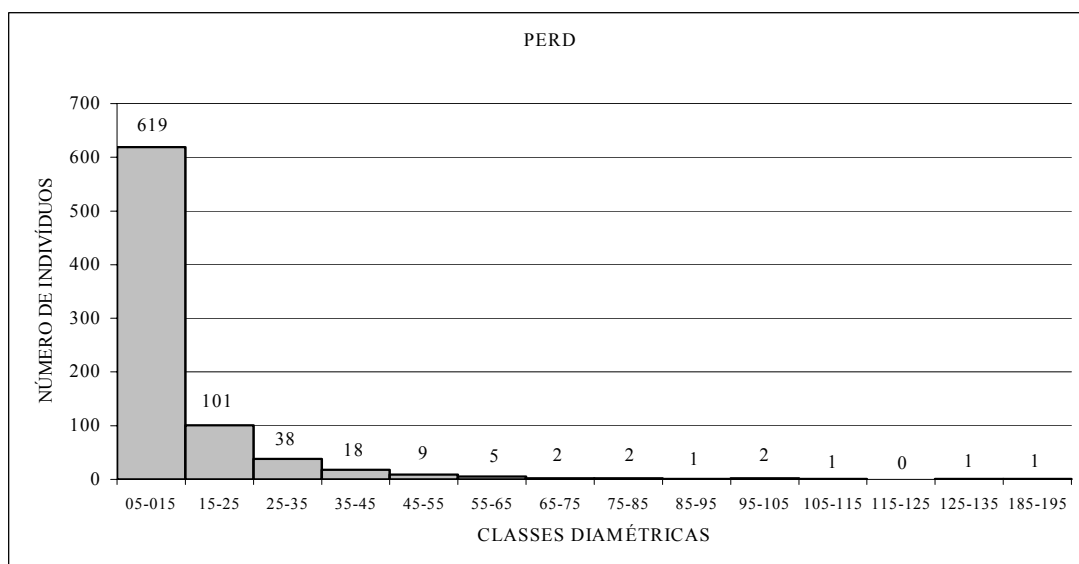


Figura 4 – Distribuição do número de indivíduos nas classes de diâmetros da floresta do PERD, MG.

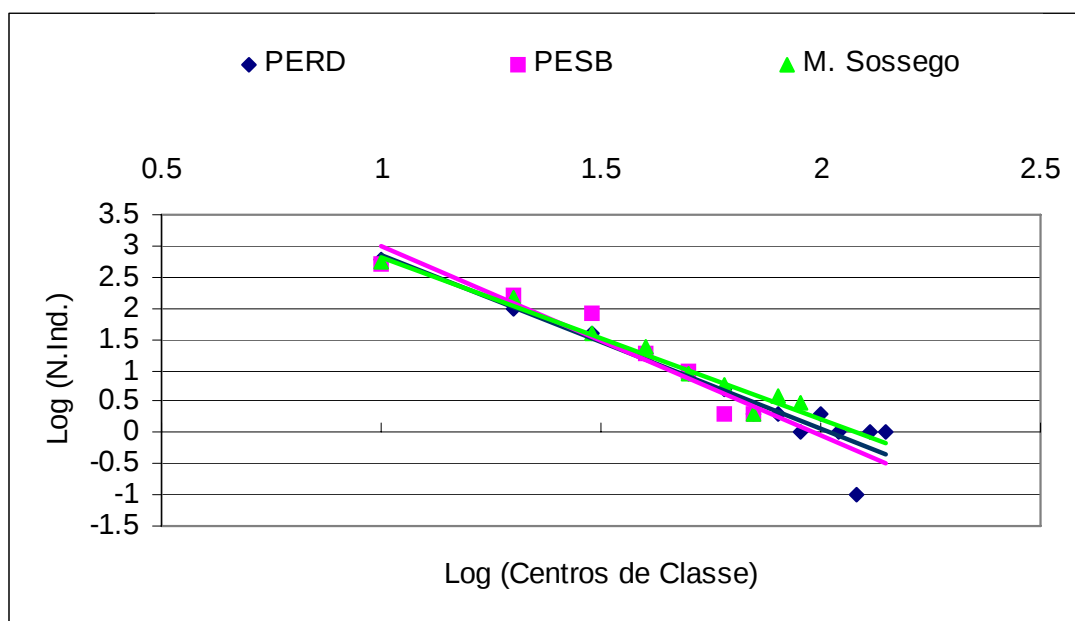


Figura 5 - Regressões comparativas mostrando a distribuição de indivíduos nas classes de diâmetros das três florestas em Minas Gerais.

Esses valores podem ser interpretados como indicadores da concentração do número de indivíduos nas classes de menor diâmetro, mas o maior número de classes de diâmetro indica a presença de indivíduos classificados como gigantesco nessa floresta. Esse fato é corroborado pela maior área basal dessa floresta, o que traduz um estágio seral avançado.

A estrutura fitossociológica está sintetizada no Anexo 2, por onde é perceptível o comportamento destacado da espécie *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae). Essa espécie apresentou sua população composta por 277 indivíduos dos 800 amostrados, com 14,97 de Valor de Importância, 34,63 de densidade relativa e 11,49 de dominância relativa, o que mostra uma altíssima densidade absoluta de 548 indivíduos por hectare. A população de *S. multiflora* está representada por árvores de pequeno porte. O restante das populações se alterna nos parâmetros fitossociológicos e contribuem na diminuição da quase mono-dominância de *S. multiflora* e na manutenção de uma estrutura mais heterogênea entre as populações.

Neoraputia alba (Rutaceae) é uma espécie pouco comum nas Florestas Estacionais Semidecíduais, com 42 indivíduos amostrados, 66,11 de Valor de Importância, 5,25 de densidade relativa e 4,31 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais 84 indivíduos por hectare. A população de *N. alba* está representada por árvores de porte pequeno a mediano.

Ficus gomelleira (Moraceae) é espécie de grande distribuição na Mata Atlântica, do Paraná à Bahia, porém, em baixas densidades. Com apenas 1 indivíduo entre os 800 amostrados, apresentou 12,04 de Valor de Importância, 0,13 de densidade relativa e 11,75 de dominância relativa, o que mostra uma baixa densidade absoluta de 2 indivíduos por hectare. A população de *F. gomelleira* está representada por uma única árvore muito grande, a maior da amostra. Foi encontrada em uma Floresta Estacional Semidecidual primária de Viçosa com um único indivíduo na amostra, também o maior daquela fitossociologia, sendo a espécie com a maior área basal (Irsigler 2002), fato importante em se tratando de espécie sabidamente disputada por muriquis pela predileção destes pelos seus frutos. *F. gomelleira* é uma das espécies de árvores de grande porte da Mata Atlântica com diâmetros maiores que 1,5 m, se estabelecendo em clareiras ou em etapas serais intermediárias, mas, persistindo na floresta até a maturidade seral da fitocenose, atingindo tamanhos muito grandes.

Lecythis pisonis (Lecythidaceae) é a conhecida sapucaia ou sapucaia vermelha, ocorreu com 2 indivíduos na amostra, apresentou 10,38 de Valor de Importância, 0,25 de densidade relativa e 9,8 de dominância relativa, o que mostra uma baixa densidade absoluta de 4 indivíduos por hectare. A população de *L.pisonis* está representada por duas árvores grandes que lhe conferiram a segunda dominância relativa. É considerada uma das espécies características do estágio avançado de sucessão na Mata Atlântica em Minas Gerais pela DN-73 (COPAM, 2004). *L.pisonis* também é uma das espécies de árvores de grande porte na Mata Atlântica, com diâmetros maiores que 1,8 m.

Viola gardneri é a bicuiba, ocorreu com 13 indivíduos na amostra, apresentou 10,32 de Valor de Importância, 1,63 de densidade relativa e 6,63 de dominância relativa, o que mostra uma baixa densidade absoluta de mais de 24 indivíduos por hectare. A população de *V. gardneri* está representada por árvores geralmente grandes que lhe conferiram grande dominância relativa.

Guatteria acutipetala, conhecida como uva-do-mato, ocorreu com 25 indivíduos na amostra, apresentou 8,76 de Valor de Importância, 3,13 de densidade relativa e 2,53 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 50 indivíduos por hectare. A população de *G. acutipetala* está representada por árvores de tamanho mediano a grande.

Pterygota brasiliensis (Sterculiaceae), conhecido como pau-rei ou bomba-d'água, ocorreu com 6 indivíduos na amostra, apresentou 7,76 de Valor de

Importância, 0,75 de densidade relativa e 6,03 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 12 indivíduos por hectare. A população de *P. brasiliensis* está representada por seis árvores grandes que lhe conferiram alta dominância relativa.

Rollinia sylvatica (Annonaceae), um dos muitos araticuns, ocorreu com 27 indivíduos na amostra, apresentou 7,18 de Valor de Importância, 3,38 de densidade relativa e 0,85 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 54 indivíduos por hectare. A população de *R. sylvatica* está representada por árvores principalmente de pequeno porte, que lhe conferiram baixa dominância relativa.

Trichilia silvatica (Meliaceae), ocorreu com 19 indivíduos na amostra, apresentou 6,38 de Valor de Importância, 2,38 de densidade relativa e 1,22 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 40 indivíduos por hectare. A população de *T. silvatica* está representada por árvores de tamanho mediano que lhe conferiram média dominância relativa.

Cariniana legalis (Lecythidaceae), o conhecido jequitibá, ocorreu com 3 indivíduos na amostra, apresentou 5,84 de Valor de Importância, 0,38 de densidade relativa e 4,97 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de pouco mais de 6 indivíduos por hectare. A população de *C. legalis* está representada por três árvores grandes que lhe conferiram alta dominância relativa. Entretanto, *C. legalis* é uma das espécies de árvores de grande porte da Mata Atlântica podendo atingir mais de sete metros de diâmetro, tamanho muito maior do que o encontrado nos indivíduos amostrados.

RPPN Mata do Sossego

A composição florística da amostra possui 145 espécies distribuídas em 79 gêneros e 44 famílias, sendo as mais ricas Myrtaceae, com 19 espécies, Melastomataceae, com 14 espécies, Lauraceae, com 13 espécies, Fabaceae, com sete espécies, Solanaceae, com seis espécies e Annonaceae e Euphorbiaceae com cinco espécies cada uma (Anexo 3).

As 10 espécies com populações mais representativas em Valor de Importância (VI) foram: *Euterpe edulis*, *Nectandra cuspidata*, *Cyathochaeta delgadii*, *Clusia insignis*, *Marlierea suaveolens*, *Guatteria schomburgkiana*, *Campomanesia guaviroba*,

Clethra scabra, *Couepia venosa* e *Calypttranthes clusiaefolia* (Apêndice 4). Estas espécies somaram 105,45 ou 35,15% do Valor de Importância na floresta.

Com relação à diversidade, a floresta da Mata do Sossego possuiu, comparativamente, os maiores índice de diversidade ($H' = 4.343$) e equabilidade ($J = 0.873$) - Quadro 1. A alta diversidade alfa é corroborada pelo alto valor do intercepto da reta de regressão ($b = 0.02931$) enquanto que a baixa inclinação da mesma reta ($m = 0.666$) demonstra uma floresta com diversidade beta menor. Tais valores são similares aos do PESB e estatisticamente diferentes aos do PERD ($p < 0.001$), Figura 2. Ao contrário do ocorrido no PERD, os valores diferenciados na Mata do Sossego traduzem uma maior diversidade local, mas essa não sofre um acréscimo forte de espécies à medida que mais indivíduos são amostrados (Quadro 1).

A floresta da Mata do Sossego é similar ao PERD na distribuição do número de espécies por grupo ecológico. Nessa floresta as espécies pioneiras são bem menos abundantes que as secundárias tardias, mas a significância é bem menor ($\chi^2 = 5.538$, $p < 0.05$). De forma similar ao PERD, não existe diferença entre o número de espécies secundárias tardias e iniciais. No entanto, o número de espécies secundárias tardias é maior no PERD em relação à Mata do Sossego ($\chi^2 = 16.056$, $p < 0.001$).

A distribuição do número de espécies nos grupos ecológicos sugere que a Mata do Sossego ocupa uma posição intermediária na sere sucessional, Figura 6. A posição intermediária do estágio sucessional dessa floresta é também verificada pelo número intermediário ao PERD e PESB de classes de diâmetro (9) com um forte decréscimo apenas da primeira para a segunda classe, Figura 7.

A concentração de um grande número de indivíduos na menor classe de diâmetros na Mata do Sossego também está explícita no valor de b (4.973) - similar aos valores obtidos para as outras duas florestas. Entretanto, o valor de m (-2.34) é o maior entre elas ($p < 0.05$) o que demonstra uma distribuição de tamanho das populações mais homogênea e um ligeiro acréscimo do número de indivíduos de maior porte, Figura 5.

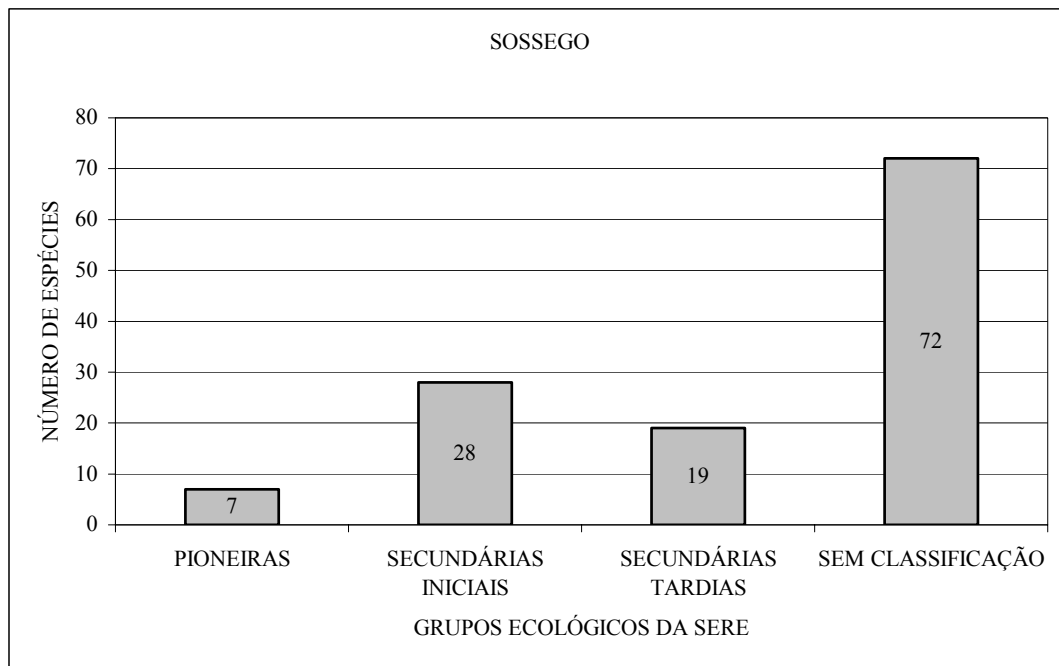


Figura 6 - Número de espécies por grupo ecológico das diferentes etapas serais de sucessão nesta floresta da RPPN Mata do Sossego, MG.

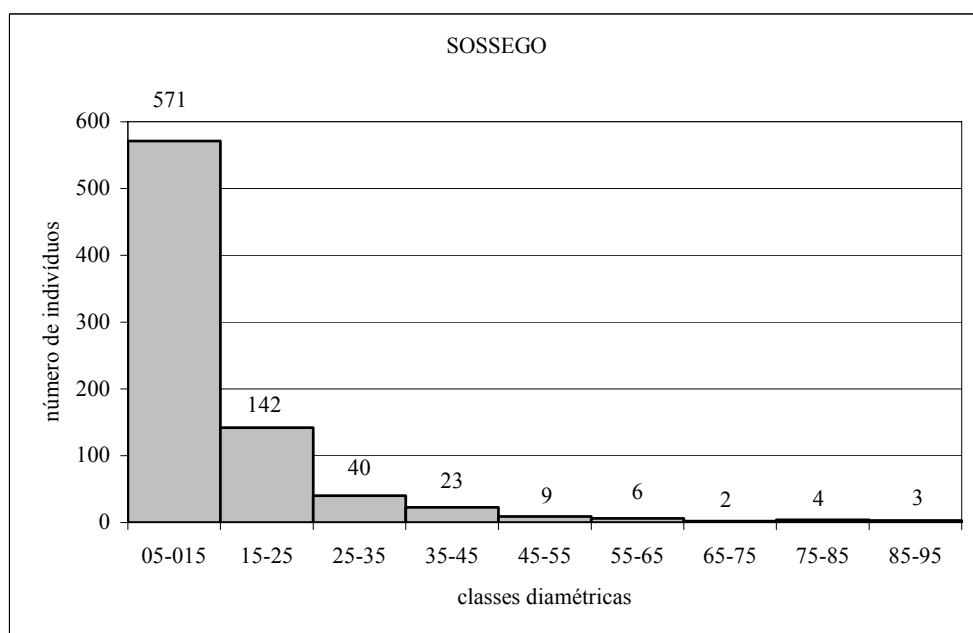


Figura 7 - Distribuição do número de indivíduos nas classes de diâmetros da floresta da RPPN Mata do Sossego, MG.

A estrutura fitossociológica está sintetizada no Anexo 3. Ao contrário do PERD, a alternância das populações entre os parâmetros fitossociológicos é mais perceptível e reflete uma estrutura mais heterogênea da fitocenose sem o predomínio acentuado de uma única população.

A espécie *Euterpe edulis*, Jussara ou palmitheiro, apresentou a população mais importante na Mata do Sossego, com 70 indivíduos na amostra, 20,45 de Valor de Importância, 8,75 de densidade relativa e 4,96 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 135 indivíduos por hectare. A população de *E. edulis* está representada por plantas de pequenos diâmetros. Na literatura é relatada como tolerante a sombra (Nakazono et al. 2001).

Nectandra cuspidata, a canela-parda, não é uma espécie comum na Floresta Atlântica. Ocorre também na Floresta Amazônica. Apresentou 26 indivíduos na amostra, 11,95 de Valor de Importância, 3,25 de densidade relativa e 5,26 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 50 indivíduos por hectare. A população de *N. cuspidata* está representada por árvores de tamanhos medianos a grandes. É relatada ocorrendo em etapas serais intermediárias de sucessão (Van Andel, 2001).

Cyathea delgadii, conhecida como samambaiaçu, ocorreu com 38 indivíduos na amostra, apresentou 11,95 de Valor de Importância, 4,75 de densidade relativa e 1,76 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 73 indivíduos por hectare. A população de *C. delgadii* está representada por samambaias arborescentes de tamanho pequeno.

Clusia cf. insignis, ocorreu com 9 indivíduos na amostra, apresentou 10,89 de Valor de Importância, 1,13 de densidade relativa e 8,80 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de menos de 18 indivíduos por hectare. A população de *C. cf. insignis* está representada por nove árvores grandes que lhe conferiram alta dominância relativa. Sua posição na sere sucessional não foi encontrada na literatura.

Marlierea suaveolens, ocorreu com 28 indivíduos na amostra, apresentou 9,95 de Valor de Importância, 3,5 de densidade relativa e 3,01 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 12 indivíduos por hectare. A população de *M. suaveolens* está representada por árvores de tamanho mediano a grande. Sua posição na sere sucessional não é referida na literatura.

Guatteria schomburgkiana, a embira-preta ou embira-vermelha, é espécie mais comumente encontrada nos remanescentes de Mata Atlântica do Nordeste Brasileiro e também na mata Amazônica (Pontes et al. 2004). Ocorreu com 22 indivíduos na amostra, apresentou 9,53 de Valor de Importância, 2,75 de densidade relativa e 3,76 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 45 indivíduos por hectare. A população de *G. schomburgkiana* está representada

por árvores de tamanho mediano. Em Minas Gerais é referida como a segunda mais importante para o Parque Estadual do Rio Doce em trecho de floresta em estágio médio de sucessão atingido por grande incêndio em 1967 (Lopes et al., 2002), mas não tem sua etapa seral referida na literatura.

Campomanesia guaviroba, a gabioba-de-árvore, ocorreu com 9 indivíduos na amostra, apresentou 9,19 de Valor de Importância, 1,13 de densidade relativa e 6,83 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 17 indivíduos por hectare. A população de *G. guaviroba* está representada por árvores de tamanho grande.

Clethra scabra, conhecida como carne de vaca, ocorreu com 27 indivíduos na amostra, apresentou 8,02 de Valor de Importância, 3,38 de densidade relativa e 2,03 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 52 indivíduos por hectare. A população de *C. scabra* está representada por árvores de tamanho mediano. É espécie associada a locais abertos e, ou, de maior altitude. O gênero é considerado como representante de florestas montanas (Cano et al. 1995).

Calypttranthes clusiaefolia, sem nome popular conhecido no local, ocorreu com 10 indivíduos na amostra, apresentou 7,13 de Valor de Importância, 1,25 de densidade relativa e 4,64 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 19 indivíduos por hectare. A população de *C. clusiaefolia* está representada por árvores de tamanho mediano a grande.

Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB

A composição florística da fitocenose no PESB tem 129 espécies distribuídas em 76 gêneros e 38 famílias, sendo as famílias mais ricas: Melastomataceae, com 13 espécies, Lauraceae, com 12 espécies, Myrtaceae e Rubiaceae com oito espécies cada uma, Meliaceae, com sete espécies e Asteraceae e Sapotaceae, com seis espécies cada uma (Anexo 5).

As 10 espécies com populações mais representativas em Valor de Importância (VI) foram *Sapium glandulatum*, *Croton floribundus*, *Solanum leucodendron*, *Alchornea triplinervea*, *Solanum cinnamomeum*, *Cyathea delgadii*, *Psychotria capitata*, *Guapira opposita*, *Vernonia diffusa* e *Myrsine umbellata* (Anexo 6).

A diversidade de espécies na floresta do PESB foi dependente dos métodos que a quantificaram. Essa floresta mostrou valores intermediários às outras duas

florestas para o índice de diversidade de Shannon ($H' = 3.93$) e a equabilidade (J) de 0.806 (Quadro 1). No entanto, suas diversidades alfa ($b = 0.2429$) e beta ($m = 0.658$) são similares à Mata do Sossego, e ambas, superiores ao PERD ($p < 0.001$), Figura 2. Em termos de estrutura de diversidade, fica claro, portanto, que as florestas do PESB e Mata do Sossego são iguais entre si e diferentes da floresta do PERD.

A semelhança entre PESB e Mata do Sossego continua com relação ao estágio sucessional, cuja distribuição do número de espécies por grupo ecológico está ilustrada na Figura 8. A floresta do PESB não difere estatisticamente nessa distribuição em relação à Mata do Sossego.

A posição de cada espécie na sere sucessional está no Anexo 5. No entanto, a floresta do PESB possui o menor número de classes de diâmetros (5), com uma concentração maciça de indivíduos na menor classe de diâmetro e decréscimo forte da primeira para a segunda classe, Figura 9.

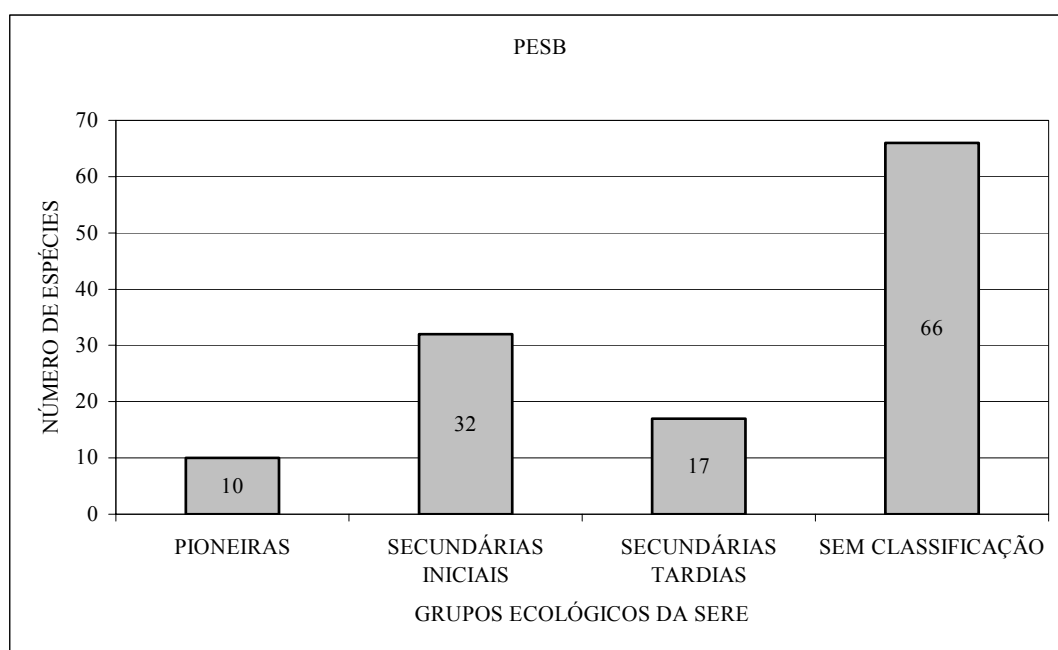


Figura 8 - Número de espécies por grupo ecológico das diferentes etapas serais de sucessão nesta floresta do PESB, MG.

Tal comportamento confere um valor de b (6.015) e m (-3.023), Figura 5, estatisticamente iguais ao da floresta do PERD, mas o baixo valor da área basal aliado ao menor número de classes de diâmetro dessa floresta garante sua dissimilaridade estrutural com o PERD, e coloca o PESB como a floresta mais inicial na sere sucessional.

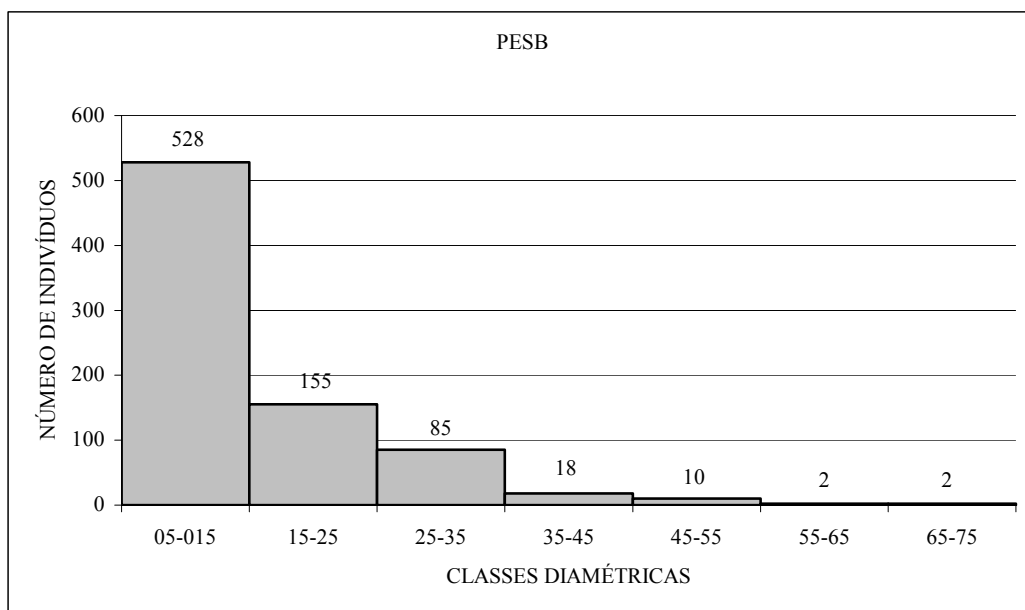


Figura 9 - Distribuição do número de indivíduos nas classes de diâmetros da floresta do PESB, MG.

A estrutura fitossociológica do PESB é outra semelhança com a Mata do Sossego. Nela as populações se alternam entre os parâmetros fitossociológicos causando uma estrutura heterogênea da fitocenose.

A espécie *Sapium glandulatum*, que tem as sinonímias *S. biglandulosum* ou *S. glandulosum* comumente referidas na literatura, conhecida como leiteiro ou visgueiro, ocorreu com 95 indivíduos na amostra, apresentou 31,86 de Valor de Importância, 11,88 de densidade relativa e 9,93 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 124 indivíduos por hectare. A população de *S. glandulatum* está representada por árvores de tamanho mediano que lhe conferiram alta dominância relativa.

Croton floribundus, conhecido como capixingui, ocorreu com 56 indivíduos na amostra, apresentou 28,06 de Valor de Importância, 7,0 de densidade relativa e 14,71 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 73 indivíduos por hectare. A população de *C. floribundus* está representada por árvores de tamanho grande que lhe conferiram a maior dominância relativa na comunidade.

Solanum leucodendron, conhecido como jurubeba, ocorreu com 63 indivíduos na amostra, apresentou 27,71 de Valor de Importância, 7,88 de densidade relativa e 11,7 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 82 indivíduos por hectare. A população de *S. leucodendron* está representada por árvores de tamanho mediano a grande que lhe conferiram alta dominância relativa na comunidade.

Alchornea triplinervea, conhecida como tapiá ou tapiá-iricurana, ocorreu com 68 indivíduos na amostra, apresentou 26,99 de Valor de Importância, 8,5 de densidade relativa e 10,65 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 88 indivíduos por hectare. A população de *A. triplinervea* está representada por árvores de tamanho mediano a grande que lhe conferiram alta dominância relativa na comunidade.

Solanum cinnamomeum, sem nome popular conhecido, ocorreu com 20 indivíduos na amostra, apresentou 9,97 de Valor de Importância, 2,5 de densidade relativa e 4,96 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 26 indivíduos por hectare. A população de *S. cinnamomeum* está representada por árvores de tamanho mediano a grande. Sua posição na sere sucessional não é relatada na literatura.

Cyathea delgadii, conhecida como samambaiaçu, ocorreu com 33 indivíduos na amostra, apresentou 9,63 de Valor de Importância, 4,13 de densidade relativa e 1,81 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 43 indivíduos por hectare. A população de *C. delgadii* está representada por fetos de tamanho pequeno.

Psychotria capitata, planta de ampla distribuição desde a América Central até o Sudeste do Brasil, sem nome popular local conhecido, ocorreu com 23 indivíduos na amostra, apresentou 6,98 de Valor de Importância, 2,88 de densidade relativa e 1,11 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de 30 indivíduos por hectare. A população de *P. capitata* está representada por árvores de tamanho pequeno. Sua posição na sere sucessional não é relatada na literatura, mas trata-se de espécie ocorrente em sub-bosque de Mata Atlântica.

Guapira opposita, a popularmente conhecida maria-mole, ocorreu com 21 indivíduos na amostra, apresentou 6,56 de Valor de Importância, 2,63 de densidade relativa e 2,16 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 27 indivíduos por hectare. A população de *G. opposita* está representada por árvores de tamanho mediano a pequeno nessa comunidade.

Vernonia diffusa, conhecida como pau-fumo, ocorreu com 14 indivíduos na amostra, apresentou 6,01 de Valor de Importância, 1,75 de densidade relativa e 2,64 de dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 18 indivíduos por hectare. A população de *V. diffusa* está representada por árvores de tamanho mediano a grande.

Myrsine umbellata, a capororoca ou caporoca, ocorreu com 20 indivíduos na amostra, apresentou 5,92 de Valor de Importância, 2,50 de densidade relativa e 1,2 de

dominância relativa, o que mostra uma densidade absoluta de mais de 26 indivíduos por hectare. A população de *M. umbellata* está representada por árvores de tamanho pequeno.

Similaridade Florística entre Florestas

A análise de agrupamentos gerou um dendrograma (Figura 10) que mostra a floresta do PESB e a Mata do Sossego com a maior similaridade ($Isj = 0,202$). A floresta do PERD apresentou baixas similaridades tanto com a floresta do PESB ($Isj = 0,113$) quanto com a Mata do Sossego ($Isj = 0,070$).

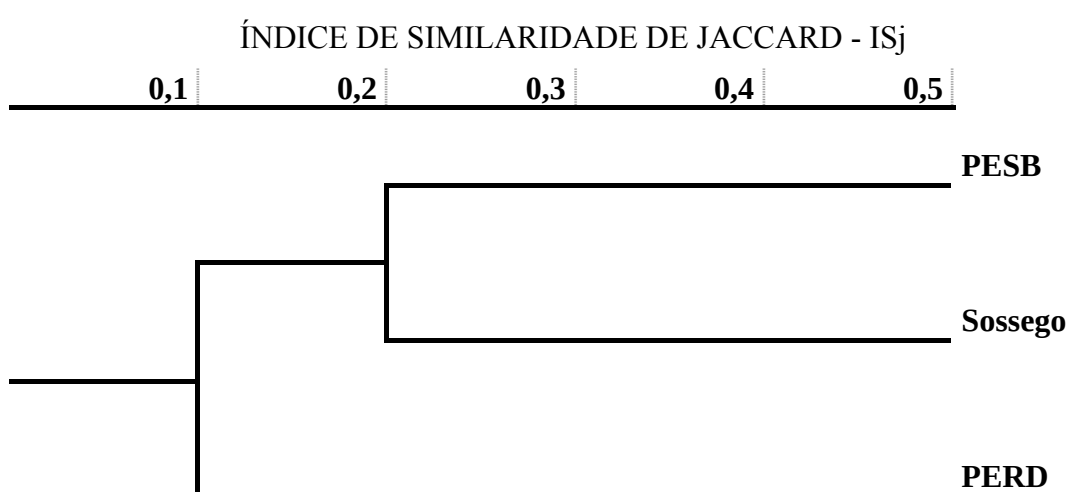


Figura 10 – Dendrograma gerado a partir do algoritmo UPGMA das similaridades de Jaccard (Isj) das composições florísticas do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro – PESB, Mata do Sossego – Sossego e Parque Estadual do Rio Doce - PERD

DISCUSSÃO

Florística e Estrutura de Diversidade

Sob o ponto de vista florístico, as florestas do PESB, PERD e do Sossego são bem distintas. Os fatores condicionantes da composição florística de florestas, e que explicam as semelhanças e diferenças entre áreas são muitos: histórico de perturbação e proximidade entre florestas (Tabarelli 1997; Zahawi & Augspurger, 1999), fatores edáficos (Carvalho, 1995; Clark et al., 2002), climáticos como a proximidade do litoral, latitude e altitude além daqueles determinantes do caráter ombrófilo ou estacional (Meira Neto & Martins, 2002; Fontes, 1997). No entanto, as amostras do

PESB e Mata do Sossego estão bem próximas das altitudes limítrofes, 1500-1600 m (Gentry 1995), que separam as florestas sub-montanas das florestas de terras baixas como PERD. Essa posição biogeográfica sugere que tais amostras podem representar ecótonos dentro do gradiente altitudinal e compartilhar espécies as tipologias florestais de terras baixas, explicando parcialmente a similaridade com o PERD.

Trabalhos anteriores realizados em diferentes regiões do PERD também identificaram as famílias Leguminosae (Fabaceae), Myrtaceae, Lauraceae, Annonaceae e Sapotaceae como as de maior riqueza específica (Londe 1998, Lopes 2002, Camargo 2004). Entretanto, quando comparamos as 10 espécies com maior VI, as diferenças entre os locais amostrados emergem refletindo uma elevada diversidade florística entre trechos distintos nessa mesma unidade de conservação. O histórico de perturbação dessa floresta (e.g. incêndios na década de 60) aliado à elevada diversidade realça o aparecimento de manchas de vegetação bastante heterogêneas em função das respostas individuais na regeneração de cada espécie, o que aponta para a formação dos mosaicos florestais de diferentes tamanhos propostos por Oldeman (1989). Por exemplo, Londe (1998) encontrou um índice de diversidade de Shannon de 4.03 com uma equabilidade de 0.79, enquanto Lopes et al. (2002) reportam respectivamente 3.98 e 0.8. Esses valores são superiores àqueles descritos nesse estudo ($H' = 3.651$ e $J = 0.707$). Muito das diferenças entre esses dois índices foram causadas por influência da altíssima densidade de *Senefeldera multiflora*, na qual praticamente domina o sub-bosque desse trecho de floresta no PERD. Ao que tudo indica, os incêndios ocorridos no passado favoreceram a regeneração dessa espécie conduzindo à sua quase mono-dominância. O efeito do domínio de *S. multiflora* ainda é percebido pelo baixo valor de *b* (o menor entre as três florestas). Isso corrobora a baixa equabilidade encontrada e sinaliza para a necessidade de se agregar mais indivíduos na amostra para alcançar diversidades mais expressivas.

Esse estudo é o primeiro que visou documentar a diversidade e estrutura da vegetação da Mata do Sossego. A Mata do Sossego apresentou as famílias Lauraceae, Myrtaceae e Melastomataceae, dentre as mais ricas. As famílias Melastomataceae e Lauraceae são destacadas por Gentry (1995) como de fácil estabelecimento em locais de altitude elevada, sendo as famílias de maior riqueza nas florestas situadas em altitudes entre 1500 e 2500 metros. Em levantamentos realizados em diferentes locais do PESB Soares (2006) e Ribeiro (2003) encontraram também Melastomataceae e Lauraceae como as mais ricas. Apenas quatro famílias (9%) possuem cinco gêneros

ou mais, do restante, 40 famílias, 28 (81%) têm apenas um gênero. É comum para espécies de famílias com apenas um gênero ou dois serem dominantes ou caracterizarem florestas sub-montanas e montanas, um exemplo é o gênero *Clethra* (Cano et al. 1995). Comparada às outras florestas de altitude a riqueza florística da Mata do Sossego é similar às florestas de altitude da América do Sul (Gentry, 1995) e de Minas Gerais (Oliveira-Filho et al., 1994; Soares, 2006; Ribeiro, 2003). Considerando os gêneros típicos das florestas sub-montanas e montanas citados por Gentry (1995) há uma incrível semelhança florística dessa floresta com outras da América do Sul. Ainda estão em concordância a simplificação da diversidade de gêneros de Fabaceae (Leguminosae) em direção ao predomínio do gênero *Inga*, ao predomínio dos gêneros *Miconia* (Melastomataceae), *Ocotea* (Lauraceae) e *Sapium* e *Alchornea* (Euphorbiaceae) na fitocenose.

Os valores de área basal ($41.06 \text{ m}^2/\text{ha}$) e a diversidade ($H' = 4.34$) da Mata do Sossego estão acima dos comumente encontrados em remanescentes de Mata Atlântica em Minas Gerais (Meira Neto e Martins 2000). Um índice de diversidade tão alto quanto a esse também foi reportado para Irsigler (2002), mas numa Floresta Estacional Semidecidual em altitudes bem inferiores a que se encontra a Mata do Sossego. A alta diversidade de espécies parece ocorrer mais em função da diversidade beta dessa floresta, uma vez apresentou baixo valor do intercepto ($b = 0.2931$) e alto valor para a inclinação da reta de regressão m (0.666) respectivamente.

Da mesma forma que a Mata do Sossego, no PESB, apenas cinco famílias (13%) possuem cinco gêneros ou mais, do restante, 33 famílias, 23 (60,52%) têm apenas um gênero o que é comum em florestas montanas (Cano et al. 1995). A proximidade dessas florestas e suas ocorrências em faixas altitudinais compatíveis dessas florestas sugerem ser as causas de suas semelhanças.

A área basal para a amostra do PESB foi baixa ($25.25 \text{ m}^2/\text{ha}$), mas seu valor é semelhante aos encontrados em muitos remanescentes secundários de Florestas Estacionais Semidecíduais como outros trechos de floresta do PERD cuja floresta é caracterizada por manchas em diferentes estágios sucessionais (Lopes et al. 2002). A diversidade mediana ($H' = 3.93$) e equabilidade relativamente alta ($J = 0.806$) se unem ao valor do intercepto ($b = 0.2429$) e inclinação da reta de regressão ($m = 0.658$) e iguala a estrutura de diversidade dessa floresta à Mata do Sossego, e as separam da floresta do PERD.

Estágio Sucessional

Os métodos de análise mostram que as três florestas estão em estágios sucessionais distintos e sequenciais, sendo floresta do PERD a mais avançada e o PESB a mais atrasada na sere sucessional. A predominância de espécies secundárias tardias e a presença de indivíduos gigantesco no PERD ilustram bem o estágio avançado dessa fitocenose. Tais características ganham ainda mais importância quando os indivíduos grandes pertencem às seres avançadas de sucessão, como são os casos de *F.gomelleira*, *L. pisonis* e *V. gardneri* (Magnani & Magnani 2002, COPAM 2004). Essas características são corroboradas pela elevada área basal (48.35 m²/ha), muito mais alta que as reportadas em outros estudos no PERD (20.58 m²/ha para Londe, 1998, e 26.96 m²/ha para Lopes et al. 2002).

A distribuição das espécies nos grupos ecológicos aliados a estrutura de diâmetros e o valor da área basal caracterizam uma etapa seral de intermediária a avançada na sere sucessional da Mata do Sossego. Entretanto, existem evidências da passagem de fogo no local da amostra (1968-9), porém, não se conhece a intensidade desses distúrbios.

A distribuição das espécies nas classes de diâmetros juntamente com as suas abundâncias nos grupos sucessionais e baixos valores de área basal (25.25 m²/ha) demonstram que floresta do PESB está em uma etapa seral mais inicial em relação às outras duas florestas. Isso significa que, apesar das condições ecológicas já permitirem o estabelecimento de espécies das seres tardias, a estrutura adquirida ainda não foi suficiente para restaurar uma composição de espécies e estrutura madura.

Os resultados das comparações dos estágios sucessionais utilizando grupos funcionais são influenciados por uma certa subjetividade na classificação das espécies em grupos ecológicos. Além disso, um grupo considerável de espécies não tem classificação na literatura. Métodos objetivos são adequados para complementar análises embasadas em caracterizações sujeitas a subjetividades. O diâmetro de árvores é uma variável bastante objetiva e serve para esse propósito, além de ser uma medida onipresente na literatura de estrutura de florestas (McElhinny et al. 2005). O valor dessa variável, juntamente com a sua média e desvio padrão e o número de árvores grandes tem sido amplamente utilizados como um método de quantificar a sere sucessional. Por exemplo, Koop et al. (1994) usou com sucesso tais parâmetros

para indicar diferenças estruturais de florestas em função da idade. Nos resultados de Tyrrel e Crow (1994) foram expostas diferenças marcantes entre manchas de florestas de idades distintas com base na distribuição de diâmetros. Em conformidade com Koop et al. (1994) a distribuição mais alongada com maior número de classes no PERD, revela uma floresta mais madura, com árvores muito grandes e antigas e com a existência da maior árvore (na classe de 185-195 cm) das três amostras. Estudos em diferentes regiões climáticas corroboram esse resultado. O número de árvores grandes tem sido muito utilizado para caracterizar estrutura tanto de florestas temperadas (Van Den Meersschaut & Vandekerkhove, 1998; Parkes et al., 2003) como de florestas tropicais (Koop et al., 1994; Dewalt et al., 2003), além de ser um dos principais atributos para caracterizar desenvolvimento sucessional (McElhinny et al. 2005). A distribuição intermediária, com nove classes, na Mata do Sossego revela uma floresta em etapa seral menos avançada que a do PERD, com poucas árvores grandes. Há um recrutamento muito intenso na menor classe de diâmetros nesse processo sucessional com uma curva de J invertido menos acentuada que a do PERD e mais acentuada que a do PESB, com as maiores árvores ocupando a classe de 85-95cm. A distribuição em menor número de classes no PESB revela uma floresta de menor estrutura, com as maiores árvores na classe de 65-75 cm.

Correlações entre Estrutura e Ecologia de Muriquis

As variáveis estruturais das fitocenoses que melhor definem a área de vida e, conseqüentemente, a área mínima de um fragmento para a ocorrência de muriquis ainda é uma questão aberta. No entanto, a equabilidade pode ser uma variável importante para esse propósito. A equabilidade é a medida da distribuição equânime dos indivíduos de uma amostra pelas populações amostradas, de tal maneira que a equabilidade igual a 1 pressupõe uma fitocenose em que as populações possuem o número de indivíduos exatamente igual. Quanto mais próximo de 0 for a equabilidade, mais desigual a distribuição dos indivíduos nas populações (Pielou, 1975). Dessa forma, se a(s) população(ões) mais densa(s) da fitocenose for(em) de espécie(s) utilizada(s) pelo muriquis como fonte de alimentos, a fitocenose útil para as populações de muriquis é mais densa, exigindo menores deslocamentos para obtenção de alimentos, permitindo maiores densidades desses primatas. Se a(s) população(ões) dominante(s), como é o exemplo de *Senefeldera multiflora* no PERD, for(em) de

espécie(s) altamente dominante(s) na fitocenose e não for(em) utilizada(s) como fonte de alimento, a densidade de muriquis tende a ser menor. *S. multiflora* na amostra do PERD respondeu por 11% da área basal da amostra e por 34% da densidade, fazendo com que as populações de plantas utilizadas pelos muriquis estejam dispostas mais esparsamente do que se não houvesse sua presença. Essa fitocenose útil mais esparsa e menos dominante fazem com que as populações de muriquis tenham de se deslocar mais, aumentando a área de vida e gasto energético no forrageamento. Não é de estranhar que grupos diferentes de muriquis disputem avidamente a única gameleira (*Ficus gomelleira*) encontrada na amostra do PERD (observação pessoal), constituindo a espécie de maior expressão de área basal naquela fitocenose. Os relatos das maiores densidades de primatas folívoros serem encontradas em regiões de vegetação mais rica em espécies devido à oferta de itens da dieta alternativos quando os prediletos estão escassos (Chiarello, 1999; Ganzhorn, 1995; Strier, 2000), além de corroborar a importância da riqueza acumulada na sere sucesional, não excluem a ação da equabilidade como fator importante no estabelecimento da densidade de muriquis.

As ações para aumento das áreas florestadas dos fragmentos com muriquis estão entre as que mais diretamente podem interferir na sustentabilidade de suas populações. Com o subsídio dos estudos da vegetação com ocorrência desses primatas há a possibilidade de direcionamentos das ações futuras para conservação do muriqui em Minas Gerais. Conforme discutido anteriormente, a estrutura de diversidade pode interferir diretamente no orçamento energético individual e no tamanho da área de vida em função da oferta de recursos alimentares. Indiretamente, a organização social de grupos e a competição entre grupos podem emergir sob efeito da diversidade de itens alimentares ofertados. Diante do poder exercido pela diversidade acumulada no desenvolvimento das seres sucessionais, é necessário incluir a recomendação de enriquecimento com mudas de espécies arbóreas secundárias iniciais e secundárias tardias utilizadas pelos muriquis na alimentação. Mas antes, a prioridade é conhecer as espécies pertencentes à sua dieta e entender como suas abundâncias relativas (tamanho e biomassa dessas populações) se correlacionam com as densidades populacionais de muriquis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 141:399-436.
- Bourg, D.M. 2006. Excel scientific and engineering cookbook. O'Reilly Media Editors, Sebastopol, USA, 424p.
- Caiafa A. N., Silva A.F. 2005. Composição Florística e Espectro Biológico de um Campo de Altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG - Brasil. *Rodriguésia*. 56:87.
- Camargos V.L. 2004. Florística e estrutura da vegetação arbórea e suas relações com a drenagem e os fatores edáficos num trecho de floresta estacional semidecídua no entorno da Lagoa Carioca, Parque Estadual do Rio Doce, MG. Dissertação de Mestrado em Botânica. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 51p.
- Cano A., Young K.R., León B., Foster, R. 1995. Composition and diversity of flowering plants in the upper montane forest of Manu National Park, southern Peru. In: Biodiversity and conservation of neotropical montane forests (S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J. L. Luteyn, eds.) The New York Botanical Garden, New York, p.103-126.
- Carvalho D.A., Oliveira Filho A.T., Vilela E.A., Gavilanes M.L. 1995. Estrutura fitossociológica de mata ripária do Alto Rio Frande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). *Revista Brasileira de Botânica*. 18(1):39-49.
- Clark, J.S., Grimm, E.C., Donovan, J.J., Fritz, S.C., Engstrom, D.R. & Almendinger, J.E. 2002. Drought cycles and landscape responses to past aridity on prairies of the Northern Great Plains, USA. *Ecology*, 83, 595– 601.
- Clutton-Brock, T.H., Harvey, P.H. 1977. Primate ecology and social organization. *Journal of Zoology*, v.183, pp.1-39.
- COPAM. 2004. Deliberação Normativa 73. Belo Horizonte (caracterização da Mata Atlântica no Estado de Minas Gerais, normas de utilização da vegetação nos seus domínios e outras providências).
- Cottam, G. & Curtis, J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*. 3(37): 451-460.
- Crawley M. J. 1997. The structure of plant communities. In: Plant Ecology, M. J. Crawley, ed., 2nd edition. Blackwell Science Ltd, London. 717p.
- Cronquist A. 1988. The evolution and classification of flowering plants. New York: The New York Botanical Garden 555p.
- Chapman C.A. & Peres C.A. 2001. Primate conservation in the new millennium: The role of scientist. *Evolution Anthropology*. 10:16-33.
- Chapman C.A., Chapman L.J., Bjorndal K.A., Onderdonk D.A. 2002. Application of protein-to-fiber ratios to predict colobines abundance on different spatial scales. *International Journal of Primatology*. 23:283-310.
- Chiarello A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. *Biological Conservation*. 89:71-82.

- Dewalt S.J., Maliakal S.K., Denslow J.S., 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182, 139-151.
- Dias L.G. 2003. Efeito do tamanho de grupo no padrão de deslocamento e de atividades de *Brachyteles arachnoides hypoxanthus*. Dissertação de Mestrado, UFMG, Belo Horizonte, Brasil.
- Engevix. 1995. Caracterização do meio físico da área autorizada para a criação do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - Relatório técnico final dos estudos - 8296 - RG-H4-003/94, "ver. 1". IEF/BIRD/pró-floresta/Seplan, 34 p.
- Fimbel, C. 1994. Ecological correlates of species success in the modified habitats may be disturbance and site-specific: the primates of Tiwai Island. *Conservation Biology*, n. 1, pp.106-113.
- Fontes M.A.L. 1997. Análise da composição florística das florestas nebulares do Parque estadual do Ibitipoca, Minas Gerais. Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Lavras. 50p.
- Ganzhorn J.U. 1995. Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and lemur population. *Ecology* 76:2084-2096.
- Gaulin, S.J.C., Knight, D.H., Gaulin, C. 1980. Local variance in *Alouatta* group size and food availability on Barro Colorado Island. *Biotropica*, 12(2): 137-143.
- Gentry A.H. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forest. In: Biodiversity and conservation of neotropical montane forests (S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J. L. Luteyn, eds.) The New York Botanical Garden, New York, p.103-126.
- Gulhuis J. P. 1986. Vegetation Survey on the Parque Florestal Estadual do Rio Doce - MG - Brazil. 1986. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Agricultural University of Wageningen, Wageningen.
- Harper, J.L. 1977. Population Biology of Plants. Academic Press, London, 892p.
- Hubbell, S.P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its implication to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs*: 16 (Suppl.), pp.9-21.
- Irsigler D. T. 2002. Composição florística e estrutura de um trecho primitivo de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. Dissertação de Mestrado em Botânica. 64f
- Konstant W.R., Mittermeier R.A., Rylands A.B., Butynski T.M., Eudey A.A., Ganzhorn J. & Kormos R. 2002. The world's top 25 most endangered primates - *Neotropical Primates* 10:128-131.
- Koop H., Rijkssen, H.D., Wind, J. 1994. Tools to diagnose forest integrity: an appraisal method substantiated by Silvi-Star assessment of diversity and forest structure. In: Boyle, T.J.B., Boontawee, B. (Eds.), Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forest. CIFOR, Chaing Mai, Thailand, pp. 309-331.
- Lawton, J.H. 1987. Are there assembly rules for successional communities? In.: Gray, A.J. and Crawley, M.J. 1987. Colonization, succession and stability. Blackwell Scientific Publications, Victoria, Australia, 482p.

- Lemos de Sá, R.M., Strier, K.B. 1992. A preliminary comparison of forest structure and use by two isolated groups of woolly spider monkeys, *Brachyteles arachnoids*. *Biotropica*, v.24, n.3, 455-459.
- Lopes W.P., Silva A.F., Souza A.L., Meira Neto J.A.A. 2002. Estrutura fitossociológica de um trecho de vegetação arbórea no Parque Estadual do Rio Doce, Minas gerais. *Acta Botânica brasileira* 16(4):443-456.
- Martins F.R. 1991. Estrutura de uma floresta mesófila. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 245p.
- McElhinny C., Gibbons P., Brack C., Bauhus J. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*. 218: 1-24.
- Meira-Neto J. A. A., Martins F. R. 2000. Estrutura da Mata da Silvicultura, uma floresta estacional semidecidual montana no município de Viçosa-MG. *Revista Árvore*. 24(2):151-160.
- Mendes L.S., Melo F.R.de, Boubli J.P., Dias L.G., Strier K.B., Pinto L.P.S., Fagundes V., Cosenza B., De Marco Jr. P. 2005. Directivs for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates* 13 (Suppl.): 7-18.
- Mueller-Dombois D. & Ellenberg H. 1974. Aims and methods of Vegetation Ecology. John Wiley and Sons, New York. 547p.
- Nakazono E. M., Costa M. C., Futatsugi K., Paulilo M. T. S. 2001. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. *Revta brasileira de Botânica*. 24(2):173-179.
- Nappo M. E., Griffith J. J., Martins S. V., De Marco Júnior P., Souza A. L., Oliveira FILHO A. T. 2004. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella* Benthham em área minerada, em Poços de Caldas, MG. *Revista Árvore*. 28(6):811-829.
- Newton, A.C. 2007. Forest ecology and Conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press, Oxford, England, 454p.
- Nimer E. 1989. O modelo de zonas de vida de Holdridge; conceito e procedimentos metodológicos fundamentais. *Cadernos de Geociencia*. 33-44.
- Nunes Y. R. F. Mendonça A. V. R., Botezelli L., Machado E. L. M., Oliveira-Filho, A. T. 2003. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras, MG. *Acta botânica brasilica*. 17(2): 213-229.
- Odum, E. P. 1997. Fundamentos de Ecologia. 5ª edição. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 927p.
- Oldemam R.A.A. 1983. Tropical rain forest, architecture, sylvigenesis and diversity. In: Sutton, S.L.; Whitmore, T.C.; Chadwick, A.C. (Eds.) Tropical rainforest: ecology and management. Oxford: Blackwell Scientific. P. 139-150.
- Oldemam R.A.A. 1989. Dynamics in tropical rain forest. In: Holm-Nielsen, L.B., Nielsen, I.C.; Balslev, H. Tropical forest: botanical, dynamics, speciation and diversity. London: Academec Press, p.3-21.

- Oliveira Filho A. T. & Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*. 32(4b): 793-810.
- Oliveira Filho A. T., Carvalho D. A., Vilela, E. A., Curi N, Fontes M. A. L. 2004. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. *Revista brasileira de Botânica*. 27(4):.
- Parkes D., Newell G., Cheal D., 2003. Assessing the quality of native vegetation: The “habitat hectares” approach. *Ecology Management and Restoration*. 4:S29-S38.
- Paula A. P., Silva A. F., De Marco Júnior P., Maës Dos Santos, F. A., Souza A. L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta botânica brasílica*. 18(3): 407-423.
- Petroni, L. M. 2000. Caracterização da área de uso e dieta do nono carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*, Cebidae-Primates) na Mata Atlântica, Serra de Paranapiacaba, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.
- Pinto L.P.S., Costa C.M.R., Strier, K.B., Fonseca G.A.B. 1993. Habitat, density and group size of primates in a Brazilian tropical forest. *Folia Primatologica*. 61:135-143.
- Pontes A. F., Barbosa M. R. V., Maas P. J. M. 2004. Flora Paraibana: Annonaceae Juss. *Acta botânica brasílica*. 18(2): 281-293.
- Ribeiro C.A.N. 2003. Florística e fitossociologia de um trecho de floresta atlântica de altitude na fazenda da neblina, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. Dissertação de Mestrado em Botânica. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 52p.
- Ricklefs R. E. 1990. Ecology. 3rd ed. Freeman and Company, New York. 896p.
- Rolim S. G., Couto H. T. Z., Jesus R. M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). *Scientia Forestalis*. 55:49-69.
- Santana C. A. A., Lima C. C. D., Magalhães L. M. S. 2004. Estrutura horizontal e composição florística de três fragmentos secundários na cidade do Rio de Janeiro. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. 26(4):443-451.
- Shepherd G.J. 1996. Fitopac 1, manual do usuário. Campinas, SP: UNICAMP. 96p.
- Silva N.R.S., Martins S.N., Meira Neto J.A.A., Souza. A. L. 2004. Composição florística e estrutura de uma Floresta Estacional Semidecidual Montana em Viçosa, MG. *Revista Árvore*. 28(3):397-405.
- Soares M. P., Saporetto Júnior A. W., Meira Neto J.A.A., Silva A. F., Souza A.L. 2006. Composição florística do estrato arbóreo de floresta Atlântica Interiorana em Araponga - Minas Gerais. *Revista Árvore*. 30: 859-870.
- Strier K. B. 1991. Diet in one group of woolly spider monkey, or Muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *American Journal of Primatology*. 23: 113-126.
- Strier K.B. 2000. Population viability and regional conservation priorities for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil’s Atlantic Forest. *Biotropica* 32:903-913.
- Strier K.B., Boubli J.P., Guimarães V.O., Mendes, S.L. 2002. The muriquis of the Estação Biológica de Caratinga, Minas Gerais, Brazil: Updates. *Neotropical Primates*. 10:115-119.

- Tabarelli M. 1997, A regeneração da floresta Atlântica montana. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Tyrrel L.F., Crow T.R., 1994. Structural characteristics of old-growth hemlock-hardwood forests in relation to age. *Ecology* .75:370-386.
- Van Den Meersschaut D. & Vandekerkhove K., 1998. Development of a stand-scale forest biodiversity index based on the State Forest Inventory. In: Hansen, M., Burk, T. (Eds.), Integrated tools for Natural Resource Inventories in the 21 st Century. USDA, Boise, Idaho, pp. 340-349.
- Veloso H. P., Rangel Filho A. L. R., Lima J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 123 p.
- Zahawi, R.A., Augspurger, C.K. 1999. Early Plant Succession in Abandoned Pastures in Ecuador. *Biotropica*, v.31, n. 4, pp. 540-552.

CAPÍTULO 2

CAPACIDADE DE SUPORTE ALIMENTAR PARA MURIQUIS (*BRACHYTELES* SPP.) COM BASE NA ESTRUTURA DE FLORESTAS

RESUMO

Este estudo objetivou investigar a correlação entre a densidade populacional de *Brachyteles* e a oferta de alimento. Para isso foram compilados na literatura todos os gêneros botânicos incluídos na dieta de miquis (gêneros-recurso), dados pertinentes a seis florestas (três em Minas Gerais, duas em São Paulo e uma no Espírito Santo) com densidades populacionais de miquis e composição florística e fitossociológica determinadas. Foram verificadas as presenças dos gêneros-recurso nas tabelas fitossociológicas, e estas foram divididas em duas novas: uma com gêneros recurso e outra com gênero não recurso. As densidades e dominâncias relativas de cada modalidade de gêneros foram somadas. Dados proporcionais também foram calculados para cada floresta: razão de densidade e razão de biomassa entre as modalidades de gêneros. A densidade de miquis entrou como variável resposta e os estimadores da oferta de recurso como variáveis explanatórias numa regressão múltipla (GLM). Apenas a razão de biomassa e sua interação com a razão de densidade foram significativas para explicar a densidade de miquis. Isso significa que a grande biomassa proporcional dos gêneros botânicos que são recursos alimentares em relação àqueles que não são responde pela maior capacidade de suporte alimentar dessas florestas. Em geral a proporção foi de 3:1 tanto em densidade quanto em biomassa. Árvores de grande porte conferem maior segurança durante as locomoções, principalmente para primatas de grande porte como o miqui. Adicionalmente, ofertam alimento com fartura, permitindo uma organização social do grupo mais coesa, diminui a área de vida e desfavorece a competição entre grupos. As ações mais efetivas para a conservação do miqui é o aumento das áreas florestadas através do plantio de enriquecimento e construção de corredores ecológicos. Sugere-se que nessas ações, ocorra o plantio de pelo menos 60% de gêneros botânicos recursos, e que a condução do manejo propicie o ganho preferencial de biomassa para esses gêneros.

INTRODUÇÃO

O entendimento dos determinantes da abundância de espécies é um tema central para ecólogos que buscam subsídios nas ações para a conservação de espécies ameaçadas (Chapman e Peres 2001). Dentre os determinantes de abundância, a oferta de recursos alimentares é considerada um fator modulador tanto da abundância quanto da distribuição de organismos (Power 1992). Tal efeito foi recentemente comprovado para diferentes táxons (Johnson e Sherry 2001, Sabo e Power 2002, Chapman et al. 2003, Frank van Veen e Murrell 2005, Barlow et al. 2007).

Florestas tropicais são ecossistemas conhecidos globalmente pela alta diversidade de espécies e pela complexidade estrutural. As espécies vegetais distribuem-se de forma bastante heterogênea dentro de cada fitocenose, e podem variar em número de indivíduos, na biomassa e no padrão de distribuição espacial, favorecendo a formação de um intrincado sistema ecológico passível de ocupação por muitas outras espécies pertencentes a níveis tróficos distintos (Hubbell, 2001).

A fitossociologia é uma ferramenta capaz de traduzir as variações da composição de espécies e estrutura de uma comunidade numa escala de valor de importância (VI) onde cada população é escalonada tanto em termos absolutos como relativos à fitocenose (Muller-Dombois & Ellemberg 1974). Nesse contexto, a densidade relativa (DR) de uma população reflete a abundância de indivíduos em termos percentuais por hectare. De forma similar, a dominância relativa (DoR) expressa a área basal (área da secção transversal do caule numa altura de 1,30m do solo) em substituição ao número de indivíduos. Sua unidade é o metro quadrado por hectare e reflete a biomassa de um indivíduo ou população (Muller-Dombois & Ellemberg 1974, McElhinny et al. 2005). Dessa forma, os parâmetros fitossociológicos são capazes de capturar uma expressiva variação do estrato no qual é aplicado (e.g. arbóreo) os que os tornam passíveis de utilização como estimadores de abundância de recursos alimentares da fauna herbívora e arborícola.

Este estudo teve como objetivo investigar a correlação entre a densidade populacional de *Brachyteles* spp e a abundância de recursos alimentares estimados a partir de parâmetros fitossociológicos. A hipótese a ser testada é que existe uma correlação positiva entre a densidade de muriquis e a oferta estrutural de recursos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Identificação da dieta do gênero *Brachyteles*

A determinação qualitativa das espécies que representam recursos alimentares para o gênero *Brachyteles* foi realizada através da compilação de dados na literatura. Foram analisados estudos sobre a dieta do *Brachyteles*, assim como qualquer tipo de publicação que explicitassem um gênero ou espécie utilizada como recurso alimentar. Todos os gêneros ou espécies citadas foram reunidos numa lista única ordenada em famílias botânicas. Os recursos alimentares não foram subdivididos em itens (e.g. folhas, flores, frutos, casca, etc) nem suas disponibilidades sazonais foram consideradas. Os estudos que formaram essa base de dados foram: Petroni (1993,2000), Carvalho-Jr. (1996), Moraes (1992), Strier (1991), Milton (1984), Martins (2005), Rímoli & Ades (1997), Pereira (2006), Assumpção (1983), Talebi (2005), Nogueira (2006), Mourté (2006), Martins (2005) acrescidos das espécies observadas pessoalmente ou por outros pesquisadores no PESB.

A categoria taxonômica considerada na qualificação e quantificação dos recursos alimentares foi a de gênero devido ao expressivo número de citações limitadas a este nível taxonômico nos estudos primatológicos. A ocorrência desses gêneros botânicos foi verificada nas tabelas fitossociológicas de cada floresta compreendida nesse estudo, nas quais foram posteriormente divididas em duas outras tabelas classificadas por modalidade de gênero (recurso e não-recurso). Esse procedimento foi executado para cada floresta separadamente.

Quantificação dos recursos alimentares

As populações que compõem o componente arbustivo-arbóreo são distribuídas de forma heterogênea na fitocenose tanto em número quanto na biomassa desses indivíduos. Como a área basal se correlaciona positivamente com o volume da copa, e esse último é uma variável substituta da oferta de recursos (Hemmerly 2005, Chapman 1992) a utilização de um único estimador de oferta, densidade de gêneros-recurso, por exemplo, poderia subestimar a oferta total de recursos por não considerar a biomassa desses indivíduos. Objetivando capturar a maior variação possível na quantificação

desses recursos foram utilizados dois parâmetros, sendo o somatório da densidade relativa (SDR) dos gêneros-recurso como o estimador da abundância horizontal e o somatório da dominância relativa (SDoR) desses gêneros como o estimador da biomassa desses recursos. Com o objetivo de investigar o efeito proporcional da densidade e biomassa dos recursos alimentares na densidade de muriquis, foram calculadas para cada floresta as razões de densidade de recursos (RDR) e razão de biomassa (RBR) de recursos (RBR) segundo as fórmulas:

$$rden = \frac{\sum DRR}{\sum DRNR}, \text{ onde } rden \text{ significa a razão de densidade de recurso}$$

expresso pela densidade relativa, DRR é a densidade relativa dos gêneros recurso, e DRNR é a densidade relativa de gêneros não recurso;

$$rbiomassa = \frac{\sum DoRR}{\sum DoRNR}, \text{ onde } rbiomassa \text{ significa a razão de biomassa (área}$$

basal) de recurso expresso pela dominância relativa, DoRR é a dominância relativa dos gêneros recurso, e DoRNR é a dominância relativa de gêneros não recurso.

Densidades de *Brachyteles* nas florestas de ocorrência

A compilação de dados na literatura também foi o procedimento utilizado para a obtenção das densidades de *Brachyteles* nas seis florestas previamente estudadas tanto nos seus aspectos vegetacionais quanto primatológicos. Quando existiu mais de uma publicação apresentando o cálculo da densidade de *Brachyteles* para uma floresta, a mais recente foi utilizada, assim como quando o cálculo da densidade de *Brachyteles* foi realizado em sítios distintos dentro de uma única floresta, foi utilizada a média da densidade obtida para todos os sítios em substituição às densidades específicas de cada sítio. Os estudos de referência para a obtenção desses dados foram: Petroni (2007, comunicação pessoal) para o Parque Estadual Intervales, SP; Martins (2005) para Fazenda Barreiro Rico, SP; Pinto *et al.* (1993) para a Reserva Biológica Augusto Ruschi, ES; e Dias (2006) para três unidades de conservação em Minas Gerais: Parque Estadual do Rio Doce, RPPN Mata do Sossego e Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. A densidade de *Brachyteles* é apresentada em número de indivíduos por quilômetro quadrado (N. Ind./Km²).

A localização das seis florestas compreendidas nesse estudo está ilustrada na Figura 1.



Figura 1 – Localização das florestas abrangidas nesse estudo. (1) Fazenda Barreiro Rico, (2) Parque Estadual Intervalos, (3) Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, (4) RPPM Mata do Sossego, (5) Parque Estadual do Rio Doce, (6) Reserva Biológica Augusto Ruschi.

O critério preponderante para a seleção desses fragmentos foi a existência de estudos previamente realizados nestas áreas tanto nos seus aspectos florístico-estruturais quanto primatológicos. Das seis florestas selecionadas três estão localizadas no Estado de Minas Gerais - Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Reserva Particular do Patrimônio Natural Mata do Sossego (MS); dois no Estado de São Paulo – Parque Estadual Intervalos (PEI) e Fazenda Barreiro Rico (FBR); e um no Estado do Espírito Santo – Reserva Biológica Augusto Ruschi (RBAR).

Análise dos dados

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o ambiente estatístico R (R Development Core Team, 2005). Para investigar a relação entre a densidade de

Brachyteles e a disponibilidade de recurso, foram realizadas regressões múltiplas onde a densidade de indivíduos de *Brachyteles* (N. Ind./Km²) foi inserida como variável resposta enquanto que SDR, SDoR, *rden* e *rbiomassa* foram inseridos como variáveis explanatórias. Estas análises foram conduzidas por meio de modelos lineares generalizados (GLM), com estrutura de erros obedecendo à distribuição normal, seguida de análise de resíduo para verificar a distribuição de erros e ajuste de modelo. Foram construídos modelos completos através da inclusão das variáveis explanatórias e suas interações de acordo com a complexidade dos termos começando pelo mais simples. A simplificação do modelo procedeu-se pela subtração dos termos não significativos ($p > 0.05$) de acordo com sua respectiva complexidade, começando pelo mais complexo. Quando dois termos não significantes apresentassem a mesma complexidade, aquele que capturasse a menor variância, era extraído primeiro. Após a extração de cada termo não significativo, foram executadas ANOVA seguidas de teste F para recalcular a variância que explicasse os termos remanescentes.

RESULTADOS

De todos os modelos estatísticos testados, a DRR, DoRR e *rden* não foram significativos ($p > 0.05$). Somente *rbiomassa* e sua interação com a *rden* foram significativas ($p < 0.05$) para explicar a densidade de *Brachyteles* nessas florestas, Figura 2.

A abundância de recursos explicou marginalmente a densidade de muriquis uma vez que a abundância de recursos não foi significativamente correlacionada. Apenas os valores proporcionais dos estimadores de abundância de recursos foram significativos na correlação. A Figura 2 ilustra a correlação entre as variáveis testadas. Os maiores valores de densidades de muriquis coincide com florestas onde a biomassa (área basal) dos gêneros-recurso é alta em comparação com aqueles que não o são. O mesmo padrão de resposta da densidade de muriquis não é imperativo para a densidade desses gêneros. Florestas cuja estrutura condiciona muitos indivíduos de pequeno porte possuem baixa capacidade de suporte mesmo sendo esses gêneros recursos – zona A do gráfico. Já florestas com poucos indivíduos pertencentes aos gêneros-recurso sustentam populações de muriquis com o condicionante de que tais indivíduos possuam grande biomassa (área basal) – zona B do gráfico. A zona C,

definida entre as linhas delimitadoras das zonas do gráfico traduz a proporção mínima entre os estimadores de abundância que proporciona as maiores capacidades de suporte dessas florestas.

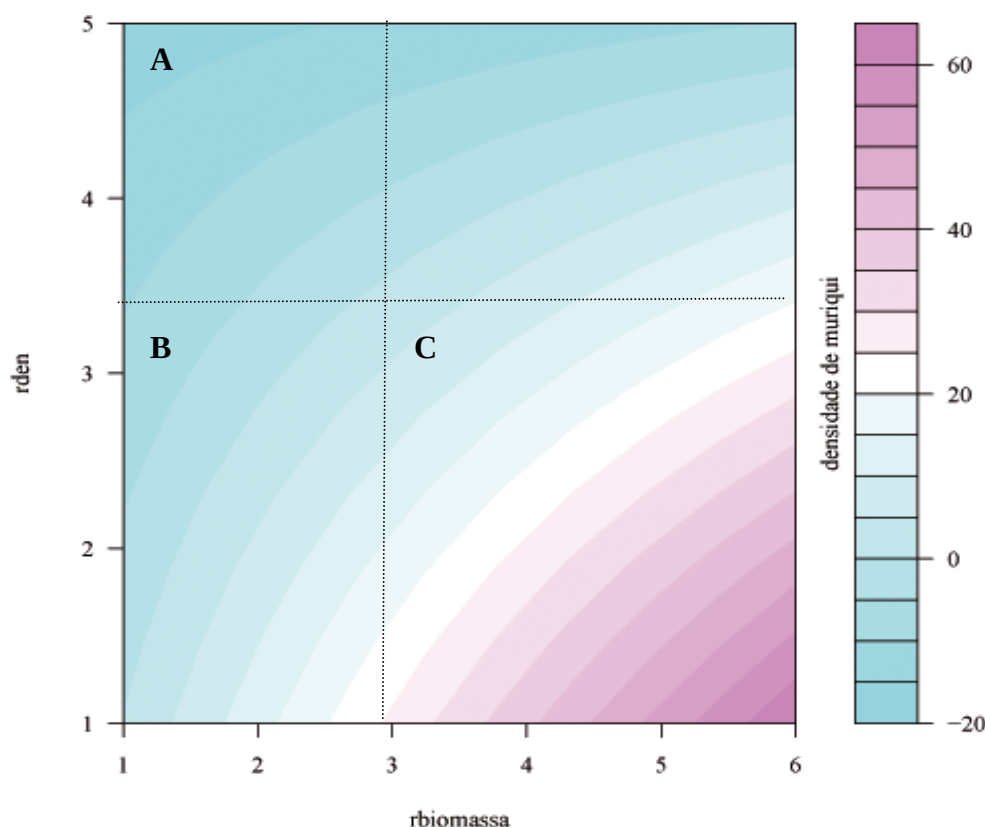


Figura 2 – Representação gráfica da relação entre a abundância de recursos alimentares e a densidade de muriquis obtida através da análise conjunta de seis florestas nos estados de Minas Gerais, São Paulo e Espírito Santo. rden é a razão entre densidade relativa de gêneros-recurso e não-recurso, rbiomassa é a razão entre biomassa de gêneros-recurso e não-recurso, a escala de cores à direita representa as densidades de muriquis em número de indivíduos por quilômetro quadrado. A zona A do gráfico representa a região com menor capacidade de suporte; zona B é a região onde a capacidade de suporte possui condicionante; zona C é a região com capacidade de suporte “ideal”; as linhas tracejadas são delimitadoras dessas zonas.

DISCUSSÃO

O registro da preferência pela utilização de árvores de grande porte por primatas do gênero *Brachyteles* é antigo (Aguirre 1971; Lemos de Sá; Strier 1992; Petroni 2000). Esse padrão de comportamento foi registrado na Estação Biológica de Caratinga, MG, onde muriquis alimentam-se seletivamente em grandes fontes alimentares dentro da sua área de vida (Strier 1986 apud Moraes 1992). O mesmo

padrão foi corroborado por Moraes (1992) no Parque Estadual Carlos Botelho e Petroni (1993) no Parque Estadual Intervales, ambos em São Paulo.

O papel de árvores de grande porte é discutido na literatura sob diferentes aspectos: i) proporcionam uma oferta de recursos compatível com o alto requerimento energético de mamíferos de grande porte; ii) permitem a formação de grupos coesos; iii) promovem segurança durante a locomoção pelo fornecimento de galhos robustos.

Existe uma forte correlação positiva entre a área basal de um indivíduo arbóreo e o volume da copa (Kupka 2007). Como a área basal é calculada a partir do DAP, a mesma robustez na correlação se aplica a essa última variável (Hemmerly 2005). Segundo Chapman (1992) e Strier (1989) o volume da copa é um bom estimador da oferta de recursos alimentares. Primatas de grande porte, como o *Brachyteles* que chega a atingir 15 quilos (Strier 1992), requerem maiores quantidades de alimento para suprir suas demandas energéticas (Clutton-Brock & Harvey 1977). Portanto, árvores maiores representam um atributo do habitat no incremento de sua taxa reprodutiva. O mesmo padrão de correlação positiva entre a oferta de grandes quantidades de alimento com a taxa reprodutiva foi verificado para várias espécies de mamíferos (Sadleir 1969, Gaulin e Konner, 1977).

O tamanho das fontes de alimento também interfere no comportamento social de primatas. As vantagens do forrageio em grupo caem sobre a diminuição do risco de predação e aumento da probabilidade de encontrar alimento (Gaulin et al. 1980; Lemos de Sá & Strier 1992; Petroni 2000). Tais premissas são corroboradas por Gaulin et al. (1980) e Lemos de Sá e Strier (1992). Segundo esses autores fontes grandes de alimento possibilitam a formação de grupos coesos simultaneamente ao declínio de competição entre integrantes do mesmo grupo. E ainda, grupos coesos aumentariam a probabilidade de detecção de predadores. No entanto, o papel da coesão e do forrageamento em grupo não é um consenso além de ser bastante discutida na literatura. Moraes *et al.* (1997) encontrou maiores fontes alimentares em florestas bem preservadas do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) em São Paulo, mas o grupo de muriquis considerado no estudo se mostrou mais fluido em relação àqueles estudados na EBC em Minas Gerais. Para os autores, EBC é um fragmento mais perturbado com manchas de alimento menores em relação à PECB, mas que abrigam um maior número de espécies vegetais pertencentes às seres iniciais de sucessão cuja produção de itens prediletos (e.g. frutos) é mais constante (Charles-Dominique 1986; Levey 1988) favorecendo a coesão do grupo. Tal coesão, nesse

caso, seria mantida através da partição da ingestão de itens que se diferenciam na qualidade nutricional. Dessa forma, a ingestão de folhas (e.g. item de menor valor nutricional, mas distribuído de forma mais homogênea) minimizaria a competição entre indivíduos do grupo. Petroni (2000) ainda reporta que para outros autores a necessidade de maior deslocamento a procura de fontes fartas de alimento para o grupo aumentam a probabilidade de encontro de uma maior diversidade de recursos.

Quedas ocasionais de primatas de grande porte representam um risco de morte para os indivíduos (Peres, comunicação pessoal). Nesse contexto, árvores de grande porte conferem maior segurança durante a locomoção ou mesmo durante os períodos de descanso. Uma correlação negativa é esperada entre a massa de um primata adulto com florestas jovens secundárias devido ao requerimento de galhos robustos que suportem os indivíduos de um grupo (Fimbel 1994). Logo, florestas mais velhas suportariam maiores populações de primatas de grande porte, conforme verificado por Fimbel (1994) nas florestas ocidentais da África.

O papel desempenhado por aspectos estruturais do habitat como determinante de densidades de muriquis aponta a importância de indivíduos arbóreos de grande porte sob a óptica da oferta de recursos, escape à predação e segurança durante a locomoção e descanso. Os resultados desse estudo mostram que aspectos estruturais do habitat atuam em sinergia com a composição florística desses recursos como determinantes da capacidade de suporte das florestas com ocorrência de muriquis.

Implicações para o manejo de florestas e a conservação do muriqui

As ações recomendadas para reverter o status de muitas espécies ameaçadas apontam obrigatoriamente para a conservação dos remanescentes de floresta aliada as práticas de manejo florestal como plantios de enriquecimento e construção de corredores entre fragmentos (Chiarello 1999; Mendes et al. 2005).

O manejo florestal que envolve o plantio de espécies nativas são ações que exigem norteadores que diminuam os riscos de insucesso. Por exemplo, as espécies utilizadas devem pertencer à mesma unidade fitogeográfica, as densidades e padrão de distribuição horizontal devem seguir os modelos naturais, num arranjo que favoreça a obtenção de um produto ecológico complexo num menor prazo possível (Gandolfi 1998). Particularmente no caso de corredores ecológicos, a utilização de espécies que sejam atrativas à fauna aumentam sua efetividade (Bennett 2003). A exigência de tais

norteadores fortalece a necessidade de conhecimento da composição florística e estrutura das florestas-alvo de tais manejos.

Um modelo de reflorestamento utilizado com sucesso envolve o plantio de cinco indivíduos, distribuídos num módulo de plantio (quincôncio) nos quais quatro indivíduos periféricos pertencentes às seres iniciais de sucessão modulam o micro-clima de um indivíduo central pertencente às seres mais avançadas (Kageyama & Gandara 2000).

Neste estudo foi verificada a correlação positiva dos estimadores de abundância de recursos com a densidade de muriquis. De acordo com os resultados, florestas cujas composições de espécies e estrutura apresentam o triplo de gêneros recurso em relação aos não-recurso, tanto em densidade quanto em biomassa, suportam maiores populações de muriquis, Figura 2. Portanto, é recomendada a utilização mínima de três indivíduos pertencentes aos gêneros recurso para cada cinco no quincôncio no manejo de habitat para a conservação de muriquis. A condução desse manejo deve objetivar prioritariamente o ganho em biomassa desses gêneros. Ações dessa natureza incrementariam as áreas florestadas na região sudeste, promoveriam a conexão entre fragmentos, atuariam na restauração de ecossistemas atlânticos, aumentariam as áreas de habitat para muriquis, forneceria nichos passíveis de serem ocupados por outras espécies, efetivando a visão multi-espécies que a conservação biológica exige (Mittermeier 1988, Chapman e Peres, 2001).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre, A.C. 1971. O mono *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy). Anais da Academia Brasileira de Ciência, Rio de Janeiro. 53p.
- Barlow, J., Overal, W.L., Araújo, I.S., Gardner, T.A., Peres, C.A. 2007. The value of primary, secondary and plantations forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology*, v.44, 1001-1012p.
- Bennet, A.F. 2003. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 254p.
- Carvalho Jr., O. 1996. Dieta, padrões de atividade e de agrupamento do monocarvoeiro (*Brachyteles arachnoides*) no Parque Estadual de Carlos Botelho - SP. Dissertação de Mestrado, Dept de Genética. Belém - Pará, Universidade Federal de Belém do Pará.
- Chapman, C.A. & Peres, C.A. 2001. Primate conservation in the new millennium: The role of scientist. *Evol. Anthropol.* 10:16-33.

- Chapman, C.A., L.J. Chapman, R. Wrangham, K. Hunt D. Gebo, and L. Gardner. 1992. Estimators of fruit abundance of tropical trees. *Biotropica*, v.24, pp.527-531.
- Chapman, C.A., Chapman, L.J., Rode, K.D., Hauck, E.M. & McDowell, L.R.. 2003. Variation in the nutritional value of primate foods: among trees, time periods, and areas. *International Journal of Primatology* 24(2):317-333.
- Charles-Dominique, P. 1986. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: Cecropia, birds and bats in French Guyana. In.: Estrada, A., and Fleming, editors. *Frugivores and Seed Dispersal*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. *Biological Conservation*, v.89, pp. 71-82.
- Clutton-Brock, T.H., Harvey, P.H. 1977. Primate ecology and social organization. *Journal of Zoology*, v.183, pp.1-39.
- Dias L G (2006). Conservação e Manejo do Muriqui em Minas Gerais. Relatório Final PROBIO, MMA, CNPq, Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas.
- Fimbel, C. 1994. Ecological correlates of species success in the modified habitats may be disturbance and site-specific: the primates of Tiwai Island. *Conservation Biology*, n. 1, pp.106-113.
- Frank van Veen, F.J., Murrell, D.J. 2005. A Simple Explanation for Universal Scaling Relations in Food Webs. *Ecology*, v. 86, n. 12, pp. 3258-3263.
- Gandolfi, S. 1998. In.: Recuperação de Áreas Degradadas. Editora da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 165p.
- Gaulin, S.J.C., Knight, D.H., Gaulin, C. 1980. Local variance in *Alouatta* group size and food availability on Barro Colorado Island. *Biotropica*, 12(2): 137-143.
- Gaulin, S.J.C., Konner, M. 1977. On the natural diet of primates, including humans. In., Wurtman, R. and Wurtman, J. (Eds.). *Nutrition and the Brain*, v.I, pp. 1-86. Raven Press, New York.
- Hemery, G.E., Savill P.S., Pryor S.N., 2005. Application of the crown diameter-stem diameter relationship for different species of broadleaved trees. *Forest Ecology and Management*, v. 215, pp.285-294.
- Johnson, M.D., Sherry, T.W. 2001. Effects of Food Availability on the Distribution of Migratory Warblers among Habitats in Jamaica. *The Journal of Animal Ecology*, v. 70, n. 4, pp. 546-560.
- Kageyama, P.Y. & Gandara, F.B. 2000. Recuperação de Áreas Ciliares. In.: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 320p.
- Krebs, C.J. 1998. *Ecological Methodology*. University of British Columbia, 620.
- Kupka, I. 2007. Growth reaction of young wild cherry (*Prunus avium* L.) trees to pruning. *Journal of Forest Sciences*, v.53, n.12, pp.555-560.
- Lemos de Sá, R.M., Strier, K.B. 1992. A preliminary comparison of forest structure and use by two isolated groups of woolly spider monkeys, *Brachyteles arachnoides*. *Biotropica*, v.24, n.3, 455-459.

- Levey, D.J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and the distributions of understorey birds and plants. *Ecology*, n.68, pp.1076-1089.
- Martins, M.M. 2005. tese.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., Bauhus, J. 2005. Forest and woodland stand structural complexity and measurement. *Forest Ecology and Management*, v.218, pp.1-24.
- Mendes, S.L., Melo, F.R., Boubli, J.P., Dias, L.G., Strier, K.B., Pinto, L.P.S., Fagundes, V., Cosenza, B., De Marco Jr. P. 2005. Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates*, 13 (supl.), pp.7-18.
- Milton K (1984). Habitat, Diet, and Activity Patterns of Free-Ranging Woolly Spider Monkeys (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy 1806). *International Journal of Primatology* 5:5 491-514.
- Mittermeier, R.A. 1988. Primate diversity and the Tropical Forest: Case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. In.: Biodiversity. 1988 (E.O. Wilson Ed.), p. 139-145.
- Moraes, P.L.R. (1992) Dispersão de sementes pelo mono-carvoeiro (*Brachyteles arachnoides* E. Geoffroy, 1806) no Parque Estadual Carlos Botelho. Anais do 2 congresso Nacional sobre essências nativas.
- Mourthé, I.M.C. 2006. A ecologia do forrageamento do muriqui-do-norte (*Brachyteles hypoxanthus* Kuhl, 1820). Tese Mestrado. Universidade, Federal de Minas Gerais. Belo, Horizonte, Minas Gerais.
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York: Willey & Sons. 547p.
- Nogueira, R.C.T. 2006. Importância de remanescentes de floresta pluvial atlântica na conservação dos macacos muriquis (*Brachyteles hypoxanthus* e. geoffroy), no Estado do Espírito Santo. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais.
- Pereira, L.C.M. 2006. Área de vida e padrões de deslocamento de *Brachyteles arachnoides* (E. Geoffroy, 1806) (Primates, Atelinae) em um fragmento florestal no município de Castro, estado do Paraná, Brasil. Tese Mestrado Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná.
- Petroni, L. M. 2000. Caracterização da área de uso e dieta do mono carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*, Cebidae-Primates) na Mata Atlântica, Serra de Paranaíacaba, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.
- Pinto, L.P.S.; Costa, C.M.R.; Strier, K.B. & Fonseca, G.A.B. 1993. Habitat, density and group size of primates in a Brazilian tropical forest. *Folia Primatol.* 61:135-143.
- Power, M.E. 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs: do plants have primacy? *Ecology*, v.73, n.3, pp. 733-746.
- Primack, R.B., Efrain, R. 2001. Biologia da Conservação. Londrina, PR, 328p.
- R Development Core Team (2005). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing Viena, Austria. <http://www.R-project.org>.

- Rímoli, J. & Ades, C. 1997. Estratégias de forrageamento de um grupo de muriquis (*Brachyteles arachnoides*, Primates, Cebidae) da Estação Biológica de Caratinga-MG. *A Primatologia no Brasil* 5:39-57.
- Sabo, J.S., Power, M.E. 2002. Numerical Response of Lizards to Aquatic Insects and Short-Term Consequences for Terrestrial Prey. *Ecology*, v. 83, n. 11. pp. 3023-3036.
- Sadler, R.M.F.S. 1969. The role of nutrition in the reproduction of wild mammals. *J. Reprod. Fert. (Suppl.)*, v.6, pp.39-48.
- Strier, K.B. 1989. Effects of patch size on feeding associations in muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *Folia Primatologica*, v.52, pp. 70-77.
- Strier, K.B. 1991. Diet in one group of woolly spider monkeys, or muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *Am. J. Primatol.* 23:113-126.
- Strier, K.B. 1992. Faces in the forest: the endangered muriqui monkey of Brazil. Oxford University Press, Oxford.
- Talebi, M; Bastos, A. & Lee, P. C. 2005. Diet of Southern Muriquis in Continuous Brazilian Atlantic Forest. *Int. J. Primatology*, v.26, pp. 1175-1187.
- Thomas, S.C. 1991. Population Densities and Patterns of Habitat Use Among Anthropoid Primates of the Ituri Forest, Zaire. *Biotropica*, v. 23, n. 1, pp. 68-83.
- Torres de Assumpção, C. 1983. Ecological and Behavioural Information on *Brachyteles arachnoides*. *Primates*, v.24, n. 4, 584-593.

CAPÍTULO 3

EFFECTS OF FOREST HABITAT QUALITY ON THE RANGING ECOLOGY OF WOOLLY SPIDER MONKEYS (*BRACHYTELES HYPOXANTHUS*) IN SOUTHEASTERN BRAZIL

ABSTRACT

Woolly spider monkeys (*Brachyteles hypoxanthus*) are one of the most range-restricted primate species anywhere. This study examines how habitat structure and composition affects the spatial heterogeneity in home range use of a group of *B. hypoxanthus* at Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. We evaluated the plant community structure, successional status and phytochemical profile (protein to fiber ratio, PF) of leaf samples from the dominant tree populations within a core and a non-core area of the home range of our study group. Forest structure was defined by a combination of stem density and basal area of dominant trees populations. The number of species, individuals and vertical stratification of tree regeneration guilds described differences in successional stage for each area. We examined whether these structural and phytochemical variables explained patterns of home range use. The core-area had larger trees, a higher forest basal area and higher stem density than the non-core area. However, mean PF did not differ significantly between these sites, although PF was influenced by differences in tree regeneration guilds. In the core-area, all tree guilds were statistically similar in their PF content, whereas late-successional guilds in the non-core area exhibited a significantly lower PF than pioneer and early-successional species. Only forest structure variables, rather than PF, could explain marked differences in ranging behavior and home range use by *B. hypoxanthus*. Bamboo clumps were widespread in the non-core area and likely resulted in key discrepancies in the energy budget of *B. hypoxanthus*. The successional trajectory of secondary forest patches emerged as the most important factor effectively reducing the suitable habitat area available in this park for *B. hypoxanthus*.

Key-words: Atelinae, Atlantic forest, regeneration guilds, forest structure, protein to fiber ratio, energy budget, forest mosaic.

INTRODUCTION

The impact of human activities on forest ecosystems has been extensively listed as a major threat to many primate species (Chapman and Peres, 2001). Several researchers have attempted to develop effective strategies for primate conservation, and a number of studies emphasize the importance of forest structure and phytochemistry as key determinants of primate abundance (Chapman *et al.*, 2003; Felton *et al.* 2003; Wassermann and Chapman, 2003).

The woolly spider monkey (*Brachyteles* spp.) is one of two primate genera that are entirely restricted to the Atlantic Forest along eastern Brazil. Currently, both *Brachyteles* species are classified as Critically Endangered in the IUCN Red List (IUCN, 2006). Although the species has long been considered a primary forest specialist (Aguirre, 1971), most remaining populations currently inhabit secondary forest remnants in patches of different successional status. For example, the Caratinga Biological Station, an 800 ha forest fragment supporting the best studied population of woolly spider monkeys (Minas Gerais, Brazil) is largely comprised of secondary forests, whereas the remaining primary forest was historically logged to a varying extent (Strier 1992). Most *Brachyteles* studies to date have addressed the behavioural ecology and social organization of a few remnant populations (Mendes *et al.* 2005), with little attention devoted to the importance of differences in forest structure and foliage phytochemistry on their ranging ecology.

It has been hypothesized that community-wide and individual level plant life-history traits, including phytochemical profiles, vary uniformly along successional gradients (Reich *et al.*, 1985). For example, trees become increasingly larger in more advanced secondary forest sites regardless of growth rates constrained by phylogeny and edaphic conditions (Sheil, 2001; Howorth & Pendry, 2006). Regarding foliar chemical attributes, the relative amounts of nitrogen and fiber seem to vary in opposite directions, with earlier successional stages being characterized by higher levels of foliar nitrogen, and fewer structural tissues (Woodwell *et al.*, 1975; Coley, 1983; Bigelow, 1993). Thus, one may expect that the protein to fiber ratio (PF) within leaves will decrease along successional gradients. Such structural and chemical-based leaf attributes may have a strong influence on the ecological distribution and abundance of large herbivores due to both quantitative and qualitative changes in food

resources. These factors may be particularly important to dietary and habitat choices of facultative arboreal folivores such as woolly spider monkeys.

Given that the process of secondary succession reflects changes in both forest structure and the phytochemical content of leaves, a successional gradient within a forest mosaic provides a suitable system to examine the effects of these traits on the habitat selection of *Brachyteles*. Studies of habitat selection by other vertebrate species have shown that more precise information can be obtained by assessing typical differences between alternative habitat types and areas that are not occupied by the species (Bright *et al.*, 1994; Austin *et al.*, 1996; Bellamy *et al.*, 1998). Here we investigate the ranging ecology of a highly endemic ateline primate species on the basis of forest successional stage, forest structure and the protein to fiber ratio of leaves between intensively and rarely used portions of the home range of a habituated group of *Brachyteles hypoxanthus* in Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. This 132-km² park supports the second largest remaining population of *Brachyteles hypoxanthus* (Boubli *et al.*, 2006), and highlight its importance for the persistence of this species.

METHODS

Study Site

This study was carried out at Brigadeiro State Park (hereafter, BSP), State of Minas Gerais, southeastern Brazil (20°35'S; 42°24'W; Fig. 1), one of the last remaining strongholds of *Brachyteles hypoxanthus*. BSP is a 13,210-ha forest fragment comprised predominantly of seasonal semi-deciduous forest (Veloso *et al.*, 1991) abutting rock outcroppings along the highest elevations and croplands and pastures in the surrounding landscape outside the park. Currently, the BSP forest matrix consists largely of 35-40 years-old secondary forest distributed in different successional stages, which resulted from historical deforestation for timber and charcoal production. Elevations range between 880 and 1,985 m above sea level and the predominant soil types consisted of Podzols and Latossols. There are two well defined seasons, with a winter dry season usually extending from April to September. The annual mean rainfall range between 1,200 and 1,500 mm and temperatures range between 14 and 28°C (Gjorup, 1998).

Ecology of *Brachyteles* at Brigadeiro State Park

The *Brachyteles* data set examined in this study is based on scan sampling employed throughout the study during systematic observations of a previously habituated study group of *B. hypoxanthus* between May 2004 and November 2005. Six parallel transects that were 1 km in length and 200 m apart were used in BSP. Two observers began following the study group from the onset of group activity early in the morning, until the group retired to any given sleeping site late in the day. Continuous dawn-to-dusk group follows were conducted for five consecutive days per month. During scan sampling, a number of group structure, behavioral and positional variables, including the number of individuals sighted and their geo-referenced locations, were recorded every 15 min (quarter-hour group scans).

On the basis of the spatial data obtained from scan sampling, a number of forest sites were consistently identified as part of the core home range of the resident *B. hypoxanthus* group in our study area, whereas another home range area was rarely or never used. These two areas were therefore targeted for detailed habitat sampling and hereafter denominated as the core area (CA) and non-core area (NCA), respectively (Figure 1).

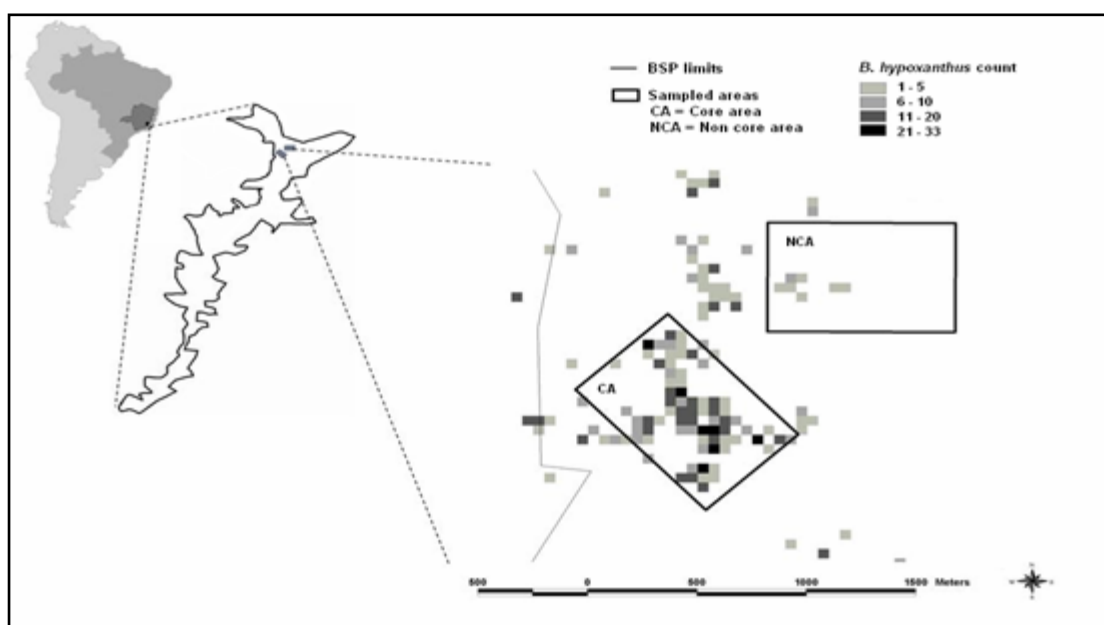


Figure 1 – Location of Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil, showing the home range use by a group of *Brachyteles hypoxanthus*. Squares represent 40.000 m² quadrats indicating the total number of quarter-hour group locations (see label) obtained during the study.

Plant Community Structure and Successional Stage

The non-core (NCA) and core areas (CA) of the *Brachyteles* group home range were inventoried in 2004/2005 and 2006, respectively, using a point-quadrant method (Cottam & Curtis 1956). Minor adjustments to our sampling protocol were necessary given the specific terrain characteristics, but a total of 200 point-quadrants (and 800 trees) were sampled in each area. A single 1-km transect intersecting the area accounting for the highest density of quarter-hour group locations was used in the CA. Two point-quadrants were centered at 10 m on each side of this transect, but 20 m apart from one another. In the NCA, two out of six transects that had been previously used during *B. hypoxanthus* population censuses were randomly chosen for the forest inventory, but only one point-quadrant was placed on each side of the transect (Fig. 2). The four nearest stems ≥ 15 cm in circumference at breast high (CBH) were tagged, identified and measured (CBH and height), and the distance between each stem and the central point of the quadrant was also measured. All points were georeferenced using GPS coordinates. Each area was structurally evaluated on the basis of the Simpson diversity index (S), stem density (stems/m²) and basal area (m²/ha) of all 800 stems sampled.

To evaluate the successional stage of each area, tree species were assigned to a regeneration guild: pioneer, early-successional, and late-successional species, following Gandolfi *et al.* (1995), Martins *et al.* (2004), consultation with specialists and field observations. Stems in the late-successional category were considered to be the most shade-tolerant in contrast to shade-intolerant pioneer species. An assessment of successional stage was based on the number of species, individuals per guild, and their respective contribution to an importance value index of abundance at each site (IVI, expressed as a percentage). In addition, the height distribution of all stems per guild was used to evaluate the contribution of each guild to the vertical stratification of the forest. Stems that could not be reliably classified according to its regeneration guild (7.1% in the CA; 4.1% in the NCA) were not considered.

Phytochemical profiles

We define the phytochemical profile of each site as the protein to fiber ratio (PF) of leaves from only those species comprising more than 80% of the Importance

Value Index (IVI) following Kappelle & Leal (1996). Between April-May 2006, a combination of both young and mature leaves was taken (~50g) from the upper layer of trees crowns of three different individuals of each species in each site. Because *Casearia arborea* and *Carpotroche brasiliensis* (Flacourtiaceae), *Didimopanax morototonii* (Arecaceae), *Sclerolobium rugosum* (Leguminosae - Caesalpinoideae), and *Cecropia glaziovii* (Cecropiaceae) had fewer than three individuals, other individuals from the same species, but occurring in the same area, were randomly chosen to complete the samples. In order to consider the random availability of leaves (and their phytochemical content) experienced by woolly spider monkeys we attempted to make no distinction between young and mature leaves, or between intact, damaged and infected leaves.

Once collected, fresh leaf samples were placed into paper bags, identified and taken to our field laboratory at Brigadeiro Farm, where they were air-dried for 2 days. Desiccated samples were then taken to the Animal Nutrition Laboratory of University of Viçosa, where chemical analysis was carried out over a subsequent period of no longer than 2 days. We define the PF content of dried and milled samples as the ratio between the crude protein (CP) and neutral detergent fiber (NDF) in terms of the dry matter weight of each sample. CP was assessed following the Kjeldahl procedure for total nitrogen multiplied for 6.25 (Chapman *et al.*, 2003). NDF values were calculated following the methods proposed by Van Soest (1994).

Data Analyses

In order to correlate the spatio-temporal use of the home range by woolly spider monkeys with vegetation variables, all georeferenced group locations were layered on a digital map at the same spatial scale. Because each quarter-hour group location was associated with a group count (here defined as the total number of adults and independent juveniles observed in the group), group locations were expressed in terms of the total party size. Using a GIS (Arcview), a total of 100 circular buffers of two sizes (20m and 50m in radius) were then overlaid along forest transects and centered half-way between any pair of point-quadrants sampled on either side of the transect (Fig. 2). An aggregate group size (AGS), defined as the total number of group locations, considering the party size of each location, was then computed for each circular buffer. Group locations recorded within more than one buffer are considered

for all overlapping buffers. The stem density and basal area were calculated for each 20-m buffer based on 16 trees sampled in the cluster of four neighbouring point-quadrants in the core area, and the 8 trees sampled in the cluster of two point-quadrants sampled in NCA. Given that not all trees were sampled in terms of the leaf protein and fiber content, PF values per buffer are represented by the mean values for all tree species in that buffer.

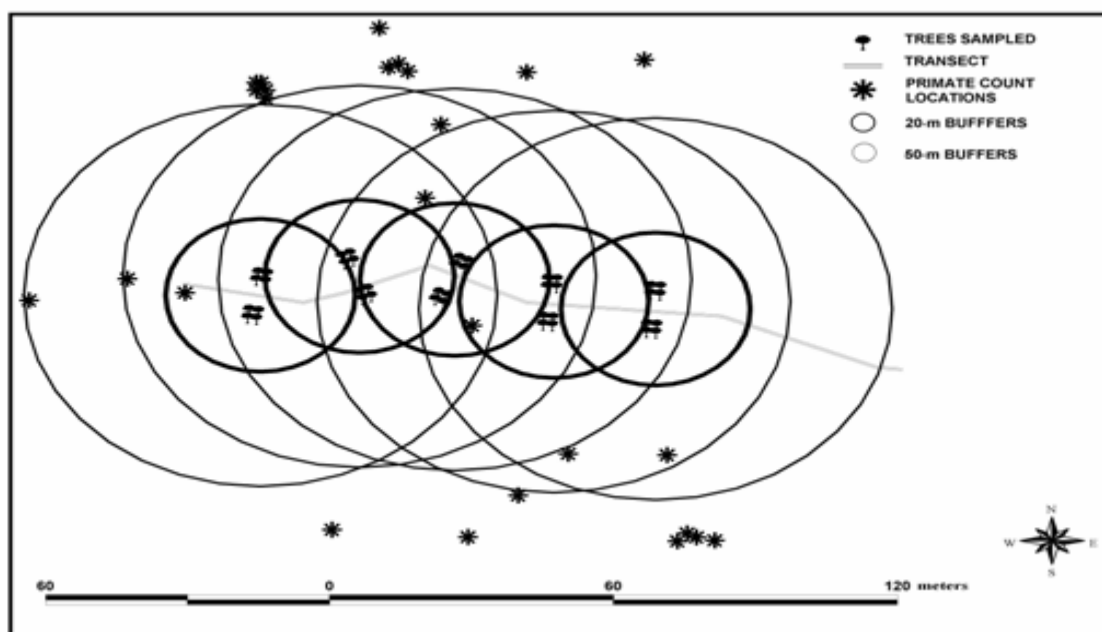


Figure 2 – Spatial configuration of the sampling design employed in this study. Circular buffers of 20m and 50m in radius were placed at equidistant segments along each transect and centered half-way between neighboring point-quadrants on either side of the transect. Locations of aggregate group counts are indicated by an asterisk.

All statistical analyses were performed using the R statistical environment (R Development Core Team, 2007). We examined between-site differences in stem density, basal area, foliar PF content, and tree guild composition using ANOVAs followed by F tests ($p > 0.05$). Successional status was assessed by comparing the number of species and individuals of each tree guild between sites using Chi-square tests. To investigate the relationship between the use of space by *Brachyteles* and the structural and phytochemical characteristics of the forest sites, multiple regressions were performed in which the aggregate group size (AGS) was entered as a response variable and stem density, basal area and mean PF per buffer as explanatory variables. These analyses were carried out using generalized linear modeling with a Poisson error structure and a log link (Crawley, 2007) followed by residual analyses to verify

the error distribution and model suitability, including checks for over-dispersion. Full models were built by including explanatory variables and their interactions according to term complexity, starting from the simplest one. Model simplification was achieved by extracting non-significant terms ($p > 0.05$) from the model according to their respective complexity, starting from the most complex one. When two non-significant terms presented the same complexity, the one explaining the least amount of deviance was extracted first. Each term deletion was followed by an ANOVA and F test, in order to recalculate the deviance explained by the remaining terms.

RESULTS

Plant Community Structure and Successional Stage

Variables describing the forest structure in the core-area and non-core area of the study group are summarized in Table 1. The CA was marginally more diverse than the NCA despite the larger number of tree species in the latter as expressed by Simpson diversity index ($S_{ca} = 0.023$ and $S_{nca} = 0.04$). Both the stem density and basal area were significantly greater in the CA ($F_{1, 198} = 98.08$, $p < 0.001$, $F_{1, 198} = 19.83$, $p < 0.001$, respectively; Table 1). Although not quantified bamboo clumps were present in both areas, but they were smaller and less frequent in the CA (author's observation). Conversely, the NCA was almost entirely dominated by huge clumps of bamboo along both sides of the transects.

Table 1 – Summary of forest structure and composition, and foliar protein to fiber ratios (mean $\pm$ SD) in the core and non-core areas sampled within Brigadeiro State Park.

Variables	CA	NCA	Test	P
Tree species diversity (S)	4.085	3.892	--	--
Number of tree species	106	121	$\chi^2 = 0.99$	0.32
Number of tree families	38	39	$\chi^2 = 0.013$	0.091
Tree density (ind./m²)	3714.8 (1849.64)***	1559 (1147.7)	$F = 98.08$	< 0.001
Basal area (m²/ha)	9.37 (14.55)***	2.80 (2.46)	$F = 19.83$	< 0.001
Protein : Fiber ratio	0.27 (0.09)	0.28 (0.10)	$F = 1.69$	0.2

*** $p < 0.001$

The CA was more advanced in terms of secondary succession than the NCA. Considering the number of tree species per guild both areas were equally represented,

although the overall tree abundance in each guild differed (Table 2). There were significantly fewer individuals from pioneer ($\chi^2 = 0.194$, 2 df, $p < 0.001$) and early-successional guilds in the CA ($\chi^2 = 5.56$, 2 df, $p < 0.05$), whereas late-successional stems were more abundant in the core-area ($\chi^2 = 70.04$, 2 df, $p < 0.001$).

Table 2 – Total tree abundance, species richness and relative contribution to the IVI (%) of three regeneration guilds (pioneer, P; early-successional, ES; and late-successional, LS) for each study area ($N = 800$).

	Core Area				Non-Core Area			
	P	ES	LS	UNC ^a	P	ES	LS	UNC ^a
Number of individuals	39	430	274***	57	155***	502*	110	33
Number of species	11 ^{ns}	45 ^{ns}	34 ^{ns}	16 ^{ns}	18 ^{ns}	61 ^{ns}	22 ^{ns}	20 ^{ns}
IVI (%)^b	6.35	52.2	33.23	8.22	20.48	60.15	12.55	6.82

^a UNC = poorly known species that could not be classified;

^b IVI= importance value index (see text);

* $p < 0.05$; *** $p < 0.001$; ns = non-significant.

In terms of the vertical habitat structure, the CA had a significantly larger number of taller trees than the NCA, particularly those > 22 m (Figs 3 a,b). Early-successional species dominated all height classes in both areas, but shared the canopy with late-successional species only in the CA. In contrast, the NCA forest canopy was primarily comprised of pioneers and early successional species, and pioneer trees were conspicuously absent in many height classes in the CA.

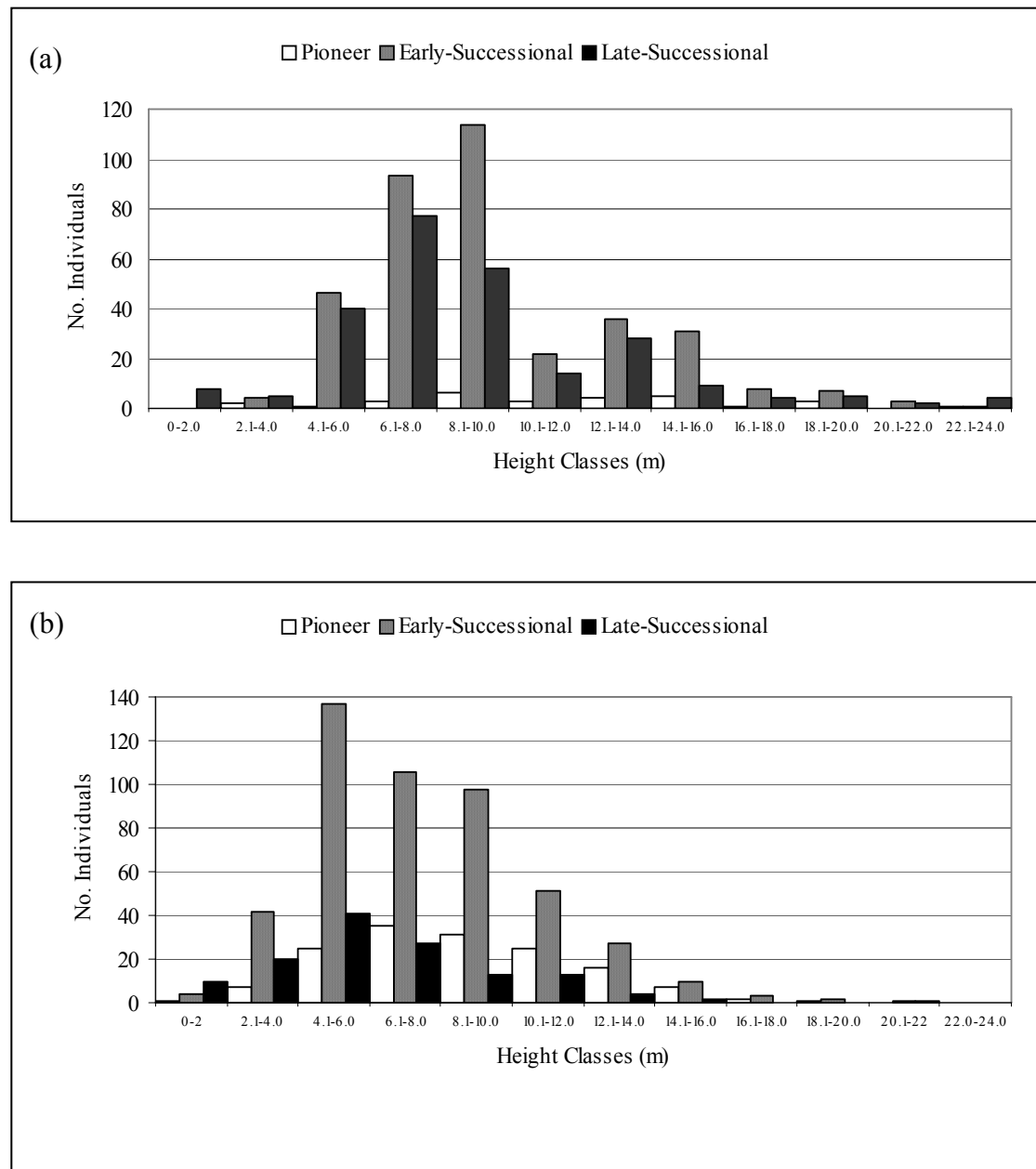


Figure 3 – Distribution of tree heights per regeneration guild in the (a) core and (b) non-core area.

Leaf fiber and protein profiles

A total of 54 and 56 species were sampled in the non-core and core area, respectively, but no significant differences could be detected between areas (Table 2) or species. For example, *Clusia arrudea* (Clusiaceae) and *Sapium glandulatum* (Euphorbiaceae) had the lowest and highest PF ratios respectively. While *C. arrudea* occurred exclusively in the NCA, *S. glandulatum* occurred in both areas, but their PF values were similar regardless of where they were sampled. PF ratios only differed

among regeneration guilds ($F_{2, 155} = 5.96$, $p < 0.01$). In general, late-successional species had the lowest mean PF ratio (0.236 ± 0.06), whereas early-successional and pioneers had higher values (0.294 ± 0.12 and 0.280 ± 0.05 , respectively). The CA was subtly more phytochemically homogeneous because the foliar protein and fiber content of different tree guilds were more similar. On the other hand, the NCA displayed significant differences among guilds, with PF ratios of pioneer and early-successional tree species being statistically similar, whereas those of late-successional species were significantly lower ($F_{1,79} = 5.39$, $p < 0.01$).

Habitat effects on *Brachyteles* home range use

All models describing the effects of plant community variables (forest structure, composition and phytochemical profile) on the aggregate group size (AGS) of *B. hypoxanthus* converged into one in which forest basal area was a significant explanatory variable ($\chi^2 = 2.805$, $p < 0.01$). In addition, there was a significant interaction between basal area and stem density ($\chi^2 = 2.420$, $p < 0.05$). In other words, the ranging ecology of *B. hypoxanthus* at BSP was clearly affected by the abundance of large trees, regardless of their phytochemical content (Fig. 4).

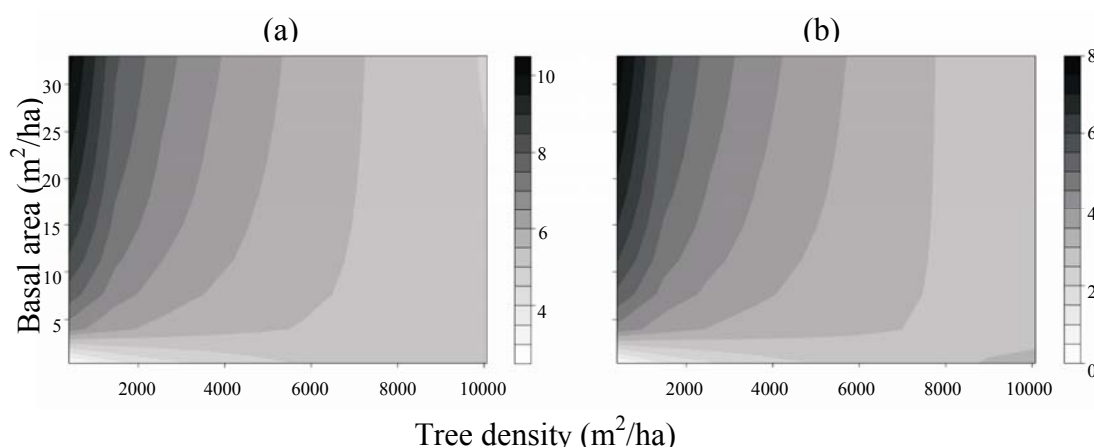


Figure 4 – Effects of basal area and tree density on patterns of home range use by *B. hypoxanthus* at the (a) core and (b) non-core areas. The grey scale indicated next to each graph represents the Aggregate Group Size ($\log_e$ AGS), with darker areas representing more frequent group locations and larger group sizes.

DISCUSSION

Differences in forest structure and plant community traits

Our results show marked differences in both forest structure plant community traits across the forest mosaic at BSP, despite the relative proximity of the sampling sites (<1 km). In the non-core area that was rarely used by *Brachyteles*, trees were dominated by smaller size classes and thinly spread among dense bamboo clumps, thus explaining the low stem density values. Nevertheless, the major distinguishing characteristic of the NCA was the abundance of bamboo clumps.

Bamboos species are natural components of tropical and sub-tropical forests (Martins *et al.*, 2006). Following canopy disturbance, their architectural plasticity and clonal propagation make them efficient colonizers while they rapidly expand to occupy new sites, persist for prolonged periods, and compete with other woody species for resources (e.g. light and space), eventually suppressing natural regeneration (Martins *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2006). Decreases in basal area and stem density promoted by bamboo interference have been observed in both temperate and tropical forests of China (Wang *et al.*, 2006; Taylor & Qin, 1898), Japan (Nakashizuka & Numata, 1982), South-Central Chile (Veblen, 1982) and the Peruvian Amazon (Griscom & Ashton, 2003). In particular, the bamboo-mediated reduction in forest basal area and stem density in western Amazonia occurred because tree seedlings and saplings failed to become established due to damages caused by fallen culms, which eventually lead to a process of arrested succession.

Because light availability changes drastically during the development of dense bamboos clumps, the strength of competitive effects seems to be correlated with the degree to which each tree species can tolerate varying light environments. Other studies in the Brazilian Atlantic forest have demonstrated elevated levels of light availability due to the more open canopy environment generated by a high stem turnover and gaps generated by the episodic mortality of entire population after reproductive periods. These mass mortality events provide a timely opportunity for growth and establishment of fast-growing shade-intolerant species explaining the higher abundance for these guilds in other Atlantic forest sites in the States of Minas Gerais and São Paulo (Tabarelli & Mantovani, 1999; Martins *et al.*, 2006).

The regenerating processes are quite different between the core and non-core areas. Our results suggest that a more shaded environment underneath the canopy of the CA was the prevailing force promoting the recruitment of shade-tolerant species, while preventing pioneer regeneration. In contrast, the more open canopy in the NCA generated by a developing bamboo stand has enabled the establishment of pioneers. However, the synergistic effects of shade and physical damage from fallen culms are currently affecting the recruitment and growth of large trees. Early-successional species are probably well established in both secondary forest areas due to their partial tolerance to shade, fast-growth rate, and ability to compete with a younger stand of bamboo. Regardless of the factors driving forest dynamics in each area, we conclude that secondary succession is arrested in the non-core area in a fashion similar to that proposed by Griscom & Ashton (2003).

Foliar protein and fiber content

Contrary to our initial prediction, the foliage protein to fiber ratio (PF) was similar for different functional groups of tree species at both sites (Table 1), although PF ratios in the core-area was more homogeneous across guilds than in the non-core area. Foliar nutrient concentrations can be controlled by a single or multiple interacting factors (Matson, 1980; Bazzaz, 1996). Given that species-rich tropical forests are complex and dynamic ecosystems in which different tree populations, or even the same stem, can experience variable levels of resource availability below and above ground and biotic pressures exerted by neighbours, parasites or herbivores (Matson, 1980), foliar nutrient concentration and digestibility are also expected to vary among individuals, species, and forest types. For example, Chapman *et al.* (2003) reported a marked variation in nutrient content both within and between seasons, within and among species, and between different sites in an Afrotropical forest. Light availability, soil composition, tree phenology and local microbial activity were all attributed as possible causes of this variation.

Although foliar traits are linked to the availability of key resources (e.g. soil nutrients and light) in a given time along the successional process, such traits are more coupled with the regeneration niche of a given species (Reich *et al.*, 1995). Pioneers and early-secondary species could therefore take advantage of a more open early-successional canopy, particularly after disturbance events, which are usually followed

by abrupt changes in light and nitrogen availability (Domini *et al.*, 2003). Under these conditions early regeneration guilds can take advantage of their fast growth rates, high investment in leaf and root biomass production, short leaf-span and light foliar tissues. These intrinsic traits may allow early-successional species to supply leaves with nutrients while inhibiting foliar structural tissues and synthesis of quantitative defenses (e.g. tannins, phenols and fibers). The reverse situation may be found in late-successional species (Coley, 1983; Reich *et al.*, 1995; Bazzaz, 1996; Kull & Niinemets, 1998; Guariguata & Ostertag, 2001; Navas *et al.*, 2003). However, these correlations between plant traits and foliar protein and fiber content are only consistent with our findings in the NCA where the PF ratios of pioneer and early-successional species were statistically greater than those of late-successional species. In PF ratios across guilds in the CA may be consistent with the notion that light availability is a key factor affecting foliar traits (Chapman *et al.*, 2003). Thus, the taller canopy trees in the more mature secondary forest in the CA suggest that late-successional species can offset their low photosynthetic rates by trapping more light, thereby improving protein synthesis. In the NCA, this guild was often represented by smaller-crowned, mistorey trees where the environment is more closely related to their regeneration niche (cf. Reich *et al.* 1995).

It is clear, therefore, that a set of biotic and physical environmental variables are capable of promoting variation in phytochemical properties between individuals, species and functional groups.

***Brachyteles* ranging ecology in relation to habitat features**

Basal area and tree density explained a significant proportion of the variance in the home range use of *B. hypoxanthus* in the CA, whereas foliar protein: fiber ratio failed to do so. Accordingly, the habitat quality of the CA apparently favours the energy budget of *B. hypoxanthus* in several ways. First, the higher the floristic diversity, the greater the likelihood that folivorous primates will occur in higher abundances because a heterogeneous forest macromosaic is more likely to provide a more balanced diet and a variety of alternative food sources when preferred ones are scarce (Milton 1980, Ganzhorn, 1995; Chiarello, 1999; Strier, 2000). This argument has been used to explain lower population densities of woolly spider monkeys in more homogeneous (species-poor) forests (Strier, 2000). Second, large tropical trees

generally produce large fruit patches (Chapman *et al.*, 1992) that serve as more reliable food sources for larger group sizes (Felton *et al.*, 2003). Other studies have already shown that foraging parties of *B. hypoxanthus* prefer large food patches (Milton, 1984; Strier, 1987b, 1989). For example, larger food patches allow more animals to feed simultaneously and a tighter group cohesion, both of which can increase the aggregate group size measured in this study. Third, high physical connectivity between tree crowns enable more efficient locomotion and provide more efficient access to food sources, whereas a discontinuous canopy may incur a greater energy expenditure during travel. Because of its large body mass, vertical travel is assumed to be very costly for *B. hypoxanthus* (Milton 1984), and the energetic costs of locomotion may be an additional constraint faced by large-bodied arboreal primates regardless of dietary choices. Fourth, *B. hypoxanthus* is an opportunistic feeder that can travel rapidly between dispersed food patches as a semi-brachiator. Nevertheless, they have to rely on leaves to ensure an essential amino-acid supply (Strier, 1992). It is therefore possible that a more phytochemically homogeneous site may favor *B. hypoxanthus* by providing leaves of similar digestibility and protein content irrespective of the food species selected, thereby minimizing energy expenditure. Thus, a more heterogeneous forest mosaic in terms of foliage nutrient content, such as that found in the NCA, may amount to high energetic costs to *B. hypoxanthus*.

Primate persistence in regenerating secondary forests

Tropical deforestation is widely considered to be the greatest threat to tropical forest vertebrates (Laurence & Peres, 2006). The wholesale historical conversion of the Brazilian Atlantic forest to only ~7% of its original extent (Dean 1996) has greatly reduced the geographic range size of many endemic vertebrates, including both extant species of *Brachyteles*. It is estimated that the geographic range of *B. hypoxanthus* has contracted to less than 5% of its original pre-columbian extent (300,000 Km², see Aguirre 1971). It has been proposed that the regeneration of secondary forest in degraded tropical landscapes may provide a key opportunity to rescue many primary forest species that would otherwise be confined to isolated native forest fragments (e.g. Wright & Muller-Landau 2006). However, the process of secondary forest regeneration is complex and poorly understood for many tropical systems (e.g. Chazdon 2003). For example, this study shows that inadvertent changes in plant

species composition in relatively young secondary forests can deflect the typical successional process leading to a stand dominated by few and non-key species, effectively creating forest patches that are rarely used by specialists of tall forest habitat, such as large-bodied prehensile-tailed primates. This essentially reduced the effective habitat area available for woolly spider monkeys, therefore reducing their population density in particular relict habitat fragments like the NCA in Brigadeiro State Park. Indeed, the domination of remaining forest areas by bamboo will continue to have a strong influence on the ranging ecology of *B. hypoxanthus*. Bamboos do not provide a nutritious food resource for this species, and the unchecked proliferation of bamboo through reproductive or vegetative propagation can inhibit or suppress a regeneration process dominated by large canopy trees. A similar phenomenon may also be true for a neighboring reserve in the State of Minas Gerais, the Rio Doce State Park, which also safeguards a potentially significant population of *B. hypoxanthus*. Recurrent historical fires in Rio Doce have generated a complex forest mosaic in which *Senefeldera multiflora* Mart. (Euphorbiaceae) has become hyper-abundant at specific sites (Silva Jr. *et al.*, unpublished data). This tree species has never been observed to serve as a food resource for *B. hypoxanthus* (L.G. Dias, personal communication). At that studied site a low population density of *B. hypoxanthus* is supported (Dias, 2006).

In light of our results, we emphasize the importance of monitoring the course of secondary succession as an additional tool in habitat management programs designed for critically endangered species. In particular, as a short-term management option, we recommend the control of large woody bamboos in BSP and *S. multiflora* in Rio Doce as appropriate forest management strategies that can facilitate forest regeneration and augment the suitable habitat area available for *Brachyteles hypoxanthus*.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to the Brazilian Ministry of Education (CAPES grant No. BEX 3291/06-5), FAPEMIG (CRA 1540/05), MMA/BIRD/GEF/CNPq Governamental Project (No. 004600/04) for financial support, to Suzano Papel & Celulose for logistical support, and to IEF-MG (Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais) for permission to conduct the fieldwork at BSP. Toby Gardner provided helpful comments on an early draft of the manuscript, and Michellia P. Soares and Amilcar W. Saporetto Junior for field assistance.

REFERENCES

- Aguirre AC (1971). O mono *Brachyteles arachnoids* (E. Geoffroy). Situação atual da espécie no Brasil. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.
- Austin GE, Thomas CJ, Houston DC, Thompson DBA (1996). Predicting the special distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting area using Geographical Information System and remote sensing. *Journal of Applied Ecology* 33: 1541-1552.
- Bazzaz FA (1996). Plants in changing environments: linking Physiological, population, and community ecology. Cambridge, Cambridge University Press.
- Bellamy PE, Brown NJ, Enoksson B, Firbank, LG, Fuller RJ, Hinsley SA, Schotman AGM (1998). The influences of habitat, landscape structure and climate on local distribution patterns of the nuthatch (*Sitta europea* L.). *Oecologia* 115: 127-135.
- Boubli, JP, Mouthe, FC, Strier, KB (2006). Patterns of one group of northern muriqui (*Brachyteles hypoxanthus*) from the Jao Valley of Estacao Biologica de Caratinga (EBC), Minas Gerais, Brazil. *International Journal of Primatology*, supplement, 27: 116-117.
- Bright PW, Mitchell P, Morris PA (1994). Dormouse distribution: survey techniques, insular ecology and selection of sites for conservation. *Journal of Applied Ecology*, 31: 329-340.
- Bigelow SW.(1993). Leaf Nutrients in Relation to Stature and life form in tropical rain forest. *Journal of Vegetacion Science* 4:3 401-408.
- Chapman CA, Peres CA (2001). Primate conservation in the new millennium: the role of Scientists. *Evolutionary Anthropology* 10: 16-33.
- Chapman CA, Chapman LJ, Wrangham R, Hunt K, Gebo D, Gardner L (1992). Estimators of fruit abundance of tropical trees. *Biotropica* 24 :4 527-531.
- Chapman CA, Chapman LJ, Rode KD, Hauck EM, McDowell LR (2003). Variation in the nutritional value of primate foods: Among trees, time periods and areas. *International Journal of Primatology* 4:2 317-333.
- Chazdon, RL (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in. Plant Ecology,. Evolution and. Systematics*., 6: 51–71.
- Chiarello AG (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89: 71-82.
- Cottam G, Curtis JT (1956). The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37: 451–460.
- Crawley, M. J (2007). The R Book. John Wiley & Sons, 942p.

Coley PD (1983). Herbivore and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecological Monographs* 53:2 209-203.

Dean, W (1996). A Ferro e Fogo: A História e a Devastação da Mata Atlântica Brasileira. São Paulo, Companhia das Letras, 484p.

Dias L G (2006). Conservação e Manejo do Muriqui em Minas Gerais. Relatório Final PROBIO, MMA, CNPq, Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas.

Dominy NJ, Lucas PW, Wright SJ (2003). Mechanics and chemistry of rain forest leaves: canopy and understorey compared. *Journal of Experimental Botany* 54: 390, 2007-2014.

Felton AM, Engstrom LM, Felton A, Knott CD (2003). Orangutan population density, forest structure and fruit availability in hand-logged and unlogged peat swamp forests in West Kalamantan, Indonesia. *Biological Conservation* 114: 91-101.

Gandolfi S, Leitão-Filho HF, Bezerra CLF (1995). Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 753-767.

Ganzhorn J U (1995). Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and Lemur populations. *Ecology* 76:7 2084-2096.

Gjorup GB (1998). Planejamento participativo de uma unidade de conservação e do seu entorno: o caso do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, MG. PhD Thesis, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa,.

Guariguata, MR, Ostert GR (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148(1):185-206.

Griscom, BW, Ashton, PMS (2003). Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. *Forest Ecology and Management* 175:445-454.

Howorth RT, Pendry CA (2006). Post-cultivation secondary succession in a Venezuelan lower montane rain forest. *Biodiversity and Conservation* 15: 693-715.

IUCN (2006). *IUCN Red List of Threatened Species*. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 01 May 2007.

Kull, O, Niinemets, U (1998). Distribution of leaves photosynthetic properties in tree canopies: comparison of species with different shade tolerance. *Functional Ecology* 12: 472-479.

Martins SV, Colletti RJ, Rodrigues RR, Gandolfi S (2004). Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 172: 121-131.

Mattson WJ (1980). Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 119-161.

Mendes, S.L., Melo, F.R., Boubli, J.P., Dias, L.G., Strier, K.B., Pinto, L.P.S., Fagundes, V., Cosenza, B., De Marco Jr. P. (2005). Directives for the conservation of the northern muriqui, *Brachyteles hypoxanthus* (Primates, Atelidae). *Neotropical Primates*, 13 (supl.), pp.7-18.

Milton K (1984). Habitat, Diet, and Activity Patterns of Free-Ranging Woolly Spider Monkeys (*Brachyteles arachnoids* E. Geoffroy 1806). *International Journal of Primatology* 5:5 491-514.

Nakashizuka, T, Numata, M (1982).Regeneration process of climax beech forest. I. Structure of beech forest with the undergrowth of Sasa. *Japanese Journal of Ecology* 32:57–67.

Navas, ML, Ducot, B, Roumet, C, Richarte, J, Garnier, J, Garnier, E (2003). Leaf life span, dynamics and construction cost of species from Mediterranean old-field differing in successional status. *New Phytologist* 159: 213-228.

Peres CA (2001). Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15:6 1490-1505.

R Development Core Team (2007). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Reich PB, Ellsworth DS, Uhl C (1995). Leaf carbon and nutrients assimilation and conservation in species differing successional status in an oligotrophic Amazonian forest. *Functional Ecology* 9:1 65:76.

Sheil D. (2001). Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and response to disturbance. *Plant Ecology* 155: 183-199.

Strier KB (1987a) Activity Budget of Woolly Spider Monkeys, or Muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *American Journal of Primatology* 13:385-395.

Strier KB (1987b) Ranging Behavior of Woolly Spider Monkeys, or Muriquis, *Brachyteles arachnoides*. *International Journal of Primatology* 8:6 585-591.

Strier KB (1989). Effects of Path Size on Feeding Associations in Muriquis (*Brachyteles arachnoides*). *Folia Primatologica* 52: 70-77.

Strier KB (1992). Faces in the forest: the endangered muriqui monkey of Brazil. Oxford University Press, Oxford.

Strier K.B. (2000). Population viability and regional conservation priorities for muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in Brazil's Atlantic Forest. *Biotropica* 32:903-913.

Tabarelli, M, Mantovani, W (1999). Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2):251-261.

Taylor, AH, Qin, Z (1989). Structure and composition of selectively cut and uncut Abies–Tsuga forest in Wolong natural reserve and implications for panda conservation in China. *Biological Conservation* 47:83–108.

Van Soest PJ (2004). Nutritional ecology of ruminant, 2nd Edition. Cornell University Press, London.

Veblen, TT (1982). Growth pattern of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean *Notophagus* forests and their influences in forest dynamics. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 109:474-487.

Veloso PH, Rangel-Filho ALRE Lima JCA(1991). Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.

Wang, W, Frankling, SB, Ren, Y, Ouellette, JR (2006). Growth of bamboo *Fargesia qinlingensis* and regeneration of trees in a mixed hardwood-conifer forest in Qinling Monuntais, China. *Forest Ecology and Management* 234:107-115.

Wasserman MD, Chapman CA (2003). Determinants of colobine monkey abundance: the importance of food energy, protein and fibre content. *Journal of Animal Ecology* 72:650-659.

Woodwell GM, Whittaker RH; Houghton RA (1975). Nutrient concentrations in plants in the Brookhaven Oak-Pine forest. *Ecology* 56:318-332.

Wright, SJ, Muller-Landau, HC (2006). The Future of Tropical Forest Species¹ *Biotropica* 38: (3), 287–301.

CONCLUSÃO GERAL

No capítulo um, pode-se concluir que a riqueza de espécies e a estrutura de diversidade acumuladas ao longo do processo sucessional interferiram nas densidades populacionais de muriquis. Na floresta cuja diversidade alfa e equabilidade foi menor (PERD) mostrou uma menor densidade de muriquis. As características intrínsecas à estrutura de diversidade suplantaram àquelas relacionadas à sucessão, o que sublinham a importância da composição florística dessas floretas. No entanto, a expansão populacional de espécies não-recurso para o muriqui, como são os casos de *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae) no PERD e dos bambus no PESB, em virtude de eventos de perturbação no passado, apontam a importância da sucessão secundária nos remanescentes de floresta com muriquis. Diante disso, é imperativo intensificar os estudos que abordam a determinação das composições de espécies e estrutura de diversidade das florestas resultante do processo sucessional para a conservação mútua da floresta e dos muriquis. A ação efetiva para a conservação do muriqui é a interrupção dos eventos perturbadores (e.g. fogo e extração clandestina de madeira) dentro das unidades de conservação. Para o entorno dessas unidades o aumento de áreas florestadas através do plantio de espécies secundárias iniciais e tardias utilizadas como recurso alimentar é uma estratégia recomendada.

O capítulo dois realçou a importância do conhecimento da composição florística aliado aos estudos de dieta do *Brachyteles*. Este capítulo reuniu informações sobre o papel da composição de espécies e da estrutura como determinantes das maiores capacidades de suporte alimentar para muriquis. Além disso, foi exposto que os parâmetros fitossociológicos são ferramentas importantes para estimar a oferta de recursos alimentares nessas florestas. Com isso, a fitossociologia de florestas mostrou-se útil nas avaliações de habitat para programas de conservação de *Brachyteles*. Este capítulo fornece dados quantitativos que subsidiam a construção de corredores ecológicos e reflorestamentos do entorno das unidades de conservação. Para tais fins, é recomendado o plantio de 60% de espécies pertencentes aos gêneros botânicos incluídos na dieta do *Brachyteles*. Os 40% restantes completariam a diversidade de espécies para recuperação da biodiversidade da Mata Atlântica e contribuiriam para a formação de nichos a serem ocupados por outras

espécies. Este capítulo forneceu ainda subsídios complementares para o manejo dessas florestas ao indicar os gêneros botânicos que devem ser favorecidos no ganho de biomassa para a conservação do muriqui. Os resultados mostram a necessidade de aprofundar essas investigações para poderem-se recomendar composições em nível de espécies botânicas.

O capítulo três expôs como características da estrutura e da sucessão secundária de florestas afetam a ocupação do espaço por muriquis. Esse capítulo mostra a importância do direcionamento tomado pela sucessão secundária após um evento perturbador nas ações para conservação da vida selvagem. Assim, a fitocenose útil para esses animais fica vulnerável à direção da sucessão que irá atuar em sinergia com pressões externas responsáveis pelos distúrbios (e.g. fogo, desmatamento e caça predatória). Diante disso, o monitoramento da sucessão secundária nas unidades de conservação é uma ferramenta a mais na elaboração de ações para conservação do muriqui, juntamente com o plantio de enriquecimento e construção de corredores ecológicos privilegiando os gêneros-recurso.

ANEXOS

Anexo 1 – Lista de espécies amostradas no Parque Estadual do Rio Doce com a classificação dos respectivos grupos ecológicos serais e referências da literatura. P, pioneira; SI, secundária inicial; ST, secundária tardia; IND, indiferente; - sem classificação. Nas referências, a classificação encontrada na literatura vem antes das citações.

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Anacardiaceae		
<i>Astronyum cf. graveolens</i> Jacq.	SI	SI Rolim et al. (1999), Nappo et al. (2004), ST Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Spondias dulcis</i> G.Forst.	-	
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	IND	ST Oliveira (2002), P Nunes et al. (2003)
Annonaceae		
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Spreague & Sandwith	-	
<i>Annona cacans</i> Warm.	SI	SI Nunes et al. (2003)
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	-	
<i>Guatteria acutitepala</i> R.E. Fr.	-	
<i>Rollinia laurifolia</i> Schlecht.	SI	SI Rolim et al. (1999), Silva et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003), ST Oliveira (2002)
<i>Rollinia sylvatica</i> Mart.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)
<i>Xylopia sericea</i> St. Hill.	SI	SI Rolim et al. (1999), Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Xylopia</i> sp.		
Apocynaceae		
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Aspidosperma pyricollum</i> Müll. Arg.	SI	ST Paula et al. (2004)
Aquifoliaceae		
<i>Illex</i> sp.	-	
Arecaceae		
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schoth) Bar	ST	ST Oliveira (2002)
<i>Euterpe edulis</i> Mart	ST	ST Oliveira (2002)
Asteraceae		
<i>Dasyphilum microcephala</i>	-	

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Bignoniaceae		
<i>Cybistax antisifilitica</i> (Mart.) Mart.	SI	SI Oliveira (2002), Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham		
<i>Sparatosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	P	P, Rolim et al. (1999), Santana et al. (2004); Silva et al. (2003), SI Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Tabebuia</i> sp	-	
Bixaceae		
<i>Bixa arborea</i> Benth.	-	
Bombacaceae		
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns	SI	SI Rolim et al. (1999), Silva et al. (2003)
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell.) A. Robyns	ST	CL Oliveira (2002)
<i>Eriotheca</i> sp	-	
Bombacaceae 1		
Boraginaceae		
<i>Cordia bullata</i> (L.) Roem. & Schult.	-	
<i>Cordia sylvestris</i> Fresenius	SI	SI Paula et al. (2004)
<i>Cordia</i> sp	-	
Burseraceae		
<i>Protium</i> sp	-	
<i>Protium warmingianum</i> March,L.	ST	ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004)
Celastraceae		
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	-	
<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G. Don	ST	CL Oliveira (2002), Nunes et al. (2003)
Chrysobalanaceae		
<i>Hirtella</i> sp.	-	
<i>Licania cf. octandra</i> (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Pilg. ex J.F. Macbr.	ST	ST Oliveira (2002)
<i>Licania spicata</i> Hook. f.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)
Clusiaceae		
<i>Kyelmeyera albopunctata</i>	SI	SI Rolim et al. (1999)
Elaeocarpaceae		
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	-	
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	ST	ST Nunes et al. (2003)
Erythroxylaceae		
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.	ST	ST Oliveira Filho et al. (2004)

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Euphorbiaceae		
<i>Actinostemon lundianus</i> (Didr.) Pax	-	
<i>Croton</i> sp	-	
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	P	P Rolim et al. (1999)
<i>Senefeldera multiflora</i> Mart.	ST	CL Rolim et al. (1999), Oliveira (2002)
Euphorbiaceae 1	-	
Salicaceae		
<i>Banara kuhlmannii</i> (Sleumer) Sleumer	ST	CL Rolim et al. (1999) CL Rolim et al. (1999), ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A. Gray	ST	
<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	ST	ST Rolim et al. (1999), Oliveira (2002)
<i>Casearia guianensis</i> (Aubl.) Urb.	-	
<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth	-	
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)
Indeterminada		
Indeterminada 1	-	
Indeterminada 2	-	
Indeterminada 3	-	
Indeterminada 4	-	
Indeterminada 5	-	
Indeterminada 6	-	
Indeterminada 7	-	
Indeterminada 8	-	
Indeterminada 9	-	
Lacistemataceae		
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	SI	SI Silva et al. (2003)
Lauraceae		
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & C. Mart.	ST	ST Oliveira (2002)
<i>Ocotea cf. spectabilis</i> (Meisn.) Mez	-	
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) Mez	ST	ST Paula et al. (2004)
<i>Ocotea glauca</i> (Nees) Mez	ST	ST Rolim et al. (1999) ST Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) Rohwer	ST	
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	ST	CL Oliveira (2002)
<i>Ocotea</i> sp 1	-	
<i>Ocotea</i> sp 2	-	

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Lauraceae		
<i>Persea pyrifolia</i>	SI	SI Paula et al. (2004)
<i>Phyllostemonodaphne geminiflora</i> (Mez) Kosterm.	-	
<i>Urbanodendron verrucosum</i> (Nees) Mez	ST	ST Oliveira Filho et al. (2004)
Lauraceae 1	-	
Lecythidaceae		
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	SI	CL Oliveira (2002), SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	ST	ST Rolim et al. (1999), Paula et al. (2004)
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	ST	CL Rolim et al. (1999)
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori	ST	CL Rolim et al. (1999)
Fabaceae		
<i>Acacia polyphylla</i> Clos	SI	SI Rolim et al. (1999)
<i>Acacia</i> sp.	-	
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	SI	PI Oliveira (2002), SI Silva et al. (2003), Santana et al. (2004)
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	-	
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Andira</i> sp	-	
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), ST Nunes et al. (2003)
<i>Dalbergia</i> sp	-	
<i>Dialium divaricatum</i> Vahl	-	
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	ST	ST Rolim et al. (1999)
<i>Erythrina</i> sp	-	
<i>Inga capitata</i> Desv.	ST	ST Rolim et al. (1999)
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	SI	SI Rolim et al. (1999)
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	P	P Oliveira (2002)
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	SI	SI Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Macherium</i> sp.1	-	
<i>Macherium</i> sp.2	-	
<i>Macherium</i> sp.3	-	
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.)	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Fabaceae		
<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth.	SI	SI Silva et al. (2003)
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	SI	SI Paula et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Senna</i> sp.	-	
<i>Stryphnodendron guianensis</i> Mart.	-	
<i>Swartzia apetala</i> Raddi	ST	ST Rolim et al. (1999), Oliveira Filho et al. (2004) CL Rolim et al. (1999), ST
<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm.	ST	Paula et al. (2004), SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Swartzia oblata</i> R.S. Cowan	-	
<i>Swartzia</i> sp.	-	
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Tul.	ST	ST Paula et al. (2004)
Fabaceae 1	-	
Fabaceae 2	-	
Fabaceae 3	-	
Lythraceae		
<i>Lafoensia</i> sp.	-	
Meliaceae		
<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	SI	ST Oliveira (2002), SI NAPPO et al. (2004), Paula et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	ST	ST Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	ST	SI Oliveira (2002), ST Silva et al. (2003), Nunes et al. (2003)
<i>Trichilia martiana</i> C. DC.	-	
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)
<i>Trichilia silvatica</i> C. DC.	SI	ST Oliveira (2002), SI NAPPO et al. (2004), Santana et al. (2004)
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C. DC.	ST	ST Nunes et al. (2003)
Monimiaceae		
<i>Mollinedia cf. oligantha</i> Perkins	ST	CL Oliveira (2002)
<i>Mollinedia fasciculata</i> Perkins	-	
Moraceae		
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	ST	CL Rolim et al. (1999), ST Oliveira (2002), SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	-	
<i>Ficus cf. pertusa</i> L. f.	ST	ST Nunes et al. (2003)

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Moraceae		
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & C.D. Bouché	ST	SI Rolim et al. (1999), CL Santana et al. (2004), ST Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Ficus</i> sp.	-	
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	ST	ST Rolim et al. (1999)
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), ST Nunes et al. (2003)
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	ST	CL Rolim et al. (1999)
Myristicaceae		
<i>Virola gardneri</i> (A. DC.) Warb.	ST	CL Oliveira (2002)
Myrtaceae		
<i>Calycorectes aff. australis</i> D. Legrand	-	
<i>Calycorectes</i> sp	-	
<i>Calyptranthes cf. lucida</i>	ST	CL Rolim et al. (1999), Oliveira (2002)
<i>Calyptranthes cf. tetraptera</i> O. Berg	-	
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	SI	CL Rolim et al. (1999), SI Oliveira (2002)
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	ST	ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Eugenia cf. florida</i> DC.	ST	ST Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Eugenia cf. uniflora</i> L.	ST	ST Paula et al. (2004)
<i>Eugenia</i> sp1	-	
<i>Eugenia</i> sp2	-	
<i>Eugenia</i> sp3	-	
<i>Eugenia</i> sp4	-	
<i>Gomidesia spectabilis</i> (DC.) O. Berg	ST	ST Oliveira (2002)
<i>Myrcia fallax</i> (A. Richard) DC.	SI	CL Rolim et al. (1999), SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004), ST Nappo et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Myrciaria ciliolata</i> (Cambess.) O. Berg	-	
<i>Myrciaria disticha</i> O. Berg	-	
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	SI	SI Nappo et al. (2004), ST Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Plinia</i> sp	-	
Nyctaginaceae		
<i>Andradea floribunda</i> Allemão	-	
<i>Guapira aff. opposita</i> (Vell.) Reitz	-	

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Nyctaginaceae		
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI	SI Rolim et al. (1999), Oliveira (2002), Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), ST Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Neea aff. tristis</i> Heimerl	-	
Olacaceae		
<i>Heisteria cf. ovata</i> Benth.	ST	CL Rolim et al. (1999)
<i>Schoepfia cf. obliquifolia</i> Turcz.	-	
Phytolaccaceae		
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	-	
<i>Seguieria americana</i> L.	-	
<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	-	
Rhamnaceae		
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reiss.	-	
Rubiaceae		
<i>Alibertia sessilis</i> (Vell.) K. Schum.	ST	ST Nappo et al. (2004)
<i>Bathysa cuspidata</i> (St. Hil.) Hook. f.	SI	SI Silva et al. (2003)
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerl.	ST	CL Rolim et al. (1999), ST Oliveira (2002)
Rutaceae		
<i>Galipea multiflora</i> Schult.	ST	CL Rolim et al. (1999), ST Nunes et al. (2003)
<i>Neoraputia alba</i> (Mart.) Engl.	ST	CL Rolim et al. (1999)
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	SI	CL Nappo et al. (2004), SI Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
Rutaceae 1	-	
Sapindaceae		
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	SI	SI Oliveira (2002), Santana et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Cupania</i> sp	-	
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	SI	SI Paula et al. (2004), ST Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Toulicia laevigata</i> Radlk.	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Tripterodendron filicifolium</i> Radlk.	ST	CL Oliveira (2002)
Siparunaceae		
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	ST	PI Oliveira (2002), ST Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Sapotaceae		
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	ST	ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), SI Nunes et al. (2003)
<i>Chrysophyllum</i> sp	-	
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	-	
<i>Pouteria cf. macrophylla</i> (Lam.) Eyma	-	
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	-	
<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	-	
<i>Pouteria</i> sp.	-	
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	ST	CL Rolim et al. (1999), Oliveira (2002)
Solanaceae		
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004)
Malvaceae		
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	ST	ST Oliveira (2002)
<i>Pterygota brasiliensis</i> K. Schum	ST	ST Rolim et al. (1999)
Symplocaceae		
<i>Symplocos</i> sp	-	
Ulmaceae		
<i>Celtis</i> sp	-	
Urticaceae		
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	IND	CL Rolim et al. (1999), P Oliveira Filho et al. (2004)

Anexo 2 – Parâmetros fitossociológicos da Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual do Rio Doce, MG. N, número de indivíduos; DR, densidade relativa; DA, densidade absoluta; DoR, dominância relativa; DoA, dominância absoluta; FR, frequência relativa; VI, valor de importância.

<i>Espécies</i>	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Senefeldera multiflora</i>	272	34.0	548.6	11.24	5.437	19.44	64.69
<i>Neoraputia alba</i>	42	5.25	84.7	4.31	2.081	5.39	14.95
<i>Ficus gomelleira</i>	1	0.13	2.0	11.75	5.682	0.16	12.04
<i>Lecythis pisonis</i>	2	0.25	4.0	9.80	4.741	0.33	10.38
<i>Virola gardneri</i>	12	1.50	24.2	6.43	3.110	1.96	9.89
<i>Guatteria acutitepala</i>	25	3.13	50.4	2.53	1.225	3.10	8.76
<i>Pterigota brasiliensis</i>	6	0.75	12.1	6.03	2.913	0.98	7.76
<i>Rollinia sylvatica</i>	27	3.38	54.5	0.85	0.412	2.94	7.17
<i>Trichilia sylvatica</i>	20	2.50	40.3	1.24	0.597	2.78	6.51
<i>Cariniana legalis</i>	3	0.38	6.1	4.97	2.405	0.49	5.84
<i>Siparuna guianensis</i>	18	2.25	36.3	0.53	0.254	2.61	5.39
<i>Guarea macrophylla</i>	14	1.75	28.2	0.87	0.421	2.12	4.74
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	11	1.38	22.2	0.82	0.398	1.80	4.00
<i>Andradea floribunda</i>	11	1.38	22.2	0.43	0.209	1.63	3.44
<i>Ocotea sp.2</i>	9	1.13	18.2	0.79	0.380	1.47	3.38
<i>Helicostylis tomentosa</i>	8	1.00	16.1	1.02	0.494	1.31	3.33
<i>Actinostemon lundianus</i>	10	1.25	20.2	0.20	0.098	1.63	3.09
<i>Ficus sp</i>	4	0.50	8.1	1.82	0.880	0.65	2.97
<i>Sorocea guilleminiana</i>	8	1.00	16.1	0.36	0.175	1.31	2.67
<i>Acacia polyphylla</i>	5	0.63	10.1	0.95	0.459	0.82	2.39
<i>Banara kuhlmannii</i>	3	0.38	6.1	1.44	0.697	0.49	2.31
<i>Indeterminada 4</i>	1	0.13	2.0	2.01	0.971	0.16	2.30
<i>Simira sampaioana</i>	6	0.75	12.1	0.37	0.177	0.98	2.10
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	4	0.50	8.1	0.88	0.427	0.65	2.04
<i>Sorocea bonplandii</i>	5	0.63	10.1	0.54	0.262	0.82	1.98
<i>Leguminosa 2</i>	2	0.25	4.0	1.36	0.656	0.33	1.93
<i>Swartzia myrtifolia</i>	2	0.25	4.0	1.35	0.650	0.33	1.92
<i>Joannesia princeps</i>	4	0.50	8.1	0.72	0.349	0.65	1.88
<i>Ocotea odorifera</i>	6	0.75	12.1	0.15	0.071	0.98	1.88
<i>Tapirira guianensis</i>	4	0.50	8.1	0.72	0.347	0.65	1.87
<i>Anadenanthera peregrina</i>	3	0.38	6.1	0.94	0.452	0.49	1.80
<i>Eugenia sp.1</i>	5	0.63	10.1	0.33	0.160	0.82	1.77
<i>Ocotea sp.1</i>	5	0.63	10.1	0.29	0.141	0.82	1.73
<i>Ocotea corymbosa</i>	4	0.50	8.1	0.57	0.275	0.65	1.72
<i>Trichilia martiana</i>	1	0.13	2.0	1.38	0.668	0.16	1.67
<i>Ocotea cf. spectabilis</i>	1	0.13	2.0	1.33	0.645	0.16	1.62
<i>Guarea kunthiana</i>	5	0.63	10.1	0.17	0.081	0.82	1.61
<i>Trichilia pallida</i>	5	0.63	10.1	0.16	0.076	0.82	1.60
<i>Spondias dulcis</i>	4	0.50	8.1	0.58	0.282	0.49	1.57
<i>Cupania oblongifolia</i>	4	0.50	8.1	0.37	0.179	0.65	1.52
<i>Plathymenia foliolosa</i>	2	0.25	4.0	0.86	0.418	0.33	1.44
<i>Croton sp</i>	3	0.38	6.1	0.57	0.274	0.49	1.43

Espécies	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Eriotheca pentaphylla</i>	4	0.50	8.1	0.27	0.128	0.65	1.42
<i>Schoepfia cf. obliquifolia</i>	4	0.50	8.1	0.26	0.124	0.65	1.41
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i>	5	0.63	10.1	0.08	0.040	0.65	1.36
<i>Ocotea dispersa</i>	4	0.50	8.1	0.19	0.092	0.65	1.35
<i>Pouteria caimito</i>	4	0.50	8.1	0.16	0.079	0.65	1.32
<i>Brosimum guianense</i>	4	0.50	8.1	0.15	0.070	0.65	1.30
<i>Cybistax antisifilitica</i>	2	0.25	4.0	0.72	0.347	0.33	1.30
<i>Swartzia oblata</i>	2	0.25	4.0	0.66	0.318	0.33	1.24
<i>Clarisia ilicifolia</i>	4	0.50	8.1	0.08	0.036	0.65	1.23
<i>Myrciaria disticha</i>	4	0.50	8.1	0.07	0.033	0.65	1.22
<i>Lecythis lurida</i>	2	0.25	4.0	0.61	0.297	0.33	1.19
<i>Jacaranda micrantha</i>	3	0.38	6.1	0.32	0.155	0.49	1.19
<i>Myrcia fallax</i>	3	0.38	6.1	0.29	0.141	0.49	1.16
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1	0.13	2.0	0.84	0.405	0.16	1.13
<i>Alibertia sessilis</i>	2	0.25	4.0	0.48	0.233	0.33	1.06
<i>Calycorectes sp</i>	3	0.38	6.1	0.16	0.075	0.49	1.02
<i>Casearia ulmifolia</i>	2	0.25	4.0	0.43	0.205	0.33	1.00
<i>Euterpe edulis</i>	3	0.38	6.1	0.12	0.058	0.49	0.99
<i>Myrciaria ciliolata</i>	3	0.38	6.1	0.11	0.052	0.49	0.97
<i>Protium sp</i>	3	0.38	6.1	0.09	0.045	0.49	0.96
<i>Bathysia cuspidata</i>	3	0.38	6.1	0.07	0.035	0.49	0.94
<i>Mollinedia fasciculata</i>	3	0.38	6.1	0.07	0.033	0.49	0.94
<i>Guapira opposita</i>	3	0.38	6.1	0.05	0.024	0.49	0.92
<i>Illex sp</i>	3	0.38	6.1	0.05	0.023	0.49	0.91
<i>Mollinedia cf. oligantha</i>	3	0.38	6.1	0.05	0.023	0.49	0.91
<i>Persea sp</i>	1	0.13	2.0	0.62	0.301	0.16	0.91
<i>Cordia sylvestris</i>	3	0.38	6.1	0.05	0.022	0.49	0.91
<i>Dialium guianense</i>	3	0.38	6.1	0.03	0.015	0.49	0.90
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	0.13	2.0	0.58	0.279	0.16	0.87
<i>Ocotea teleiandra</i>	3	0.38	6.1	0.15	0.072	0.33	0.85
<i>Dialium divaricatum</i>	1	0.13	2.0	0.53	0.256	0.16	0.82
<i>Tabebuia sp</i>	1	0.13	2.0	0.53	0.254	0.16	0.82
<i>Protium warmingiana</i>	2	0.25	4.0	0.24	0.114	0.33	0.81
<i>Indeterminada 3</i>	1	0.13	2.0	0.51	0.248	0.16	0.80
<i>Casearia guianensis</i>	2	0.25	4.0	0.20	0.094	0.33	0.77
<i>Guatteria schomburgkiana</i>	2	0.25	4.0	0.16	0.076	0.33	0.74
<i>Eugenia sp.2</i>	2	0.25	4.0	0.15	0.072	0.33	0.73
<i>Lacistema pubescens</i>	2	0.25	4.0	0.15	0.071	0.33	0.73
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	2	0.25	4.0	0.11	0.051	0.33	0.68
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	2	0.25	4.0	0.09	0.042	0.33	0.66
<i>Cordia bullata</i>	2	0.25	4.0	0.09	0.042	0.33	0.66
<i>Calyptranthes cf. tetraptera</i>	2	0.25	4.0	0.09	0.042	0.33	0.66
<i>Galipea multiflora</i>	2	0.25	4.0	0.08	0.038	0.33	0.66
<i>Xylopia sp</i>	2	0.25	4.0	0.07	0.031	0.33	0.64
<i>Calycorectes aff. Australis</i>	2	0.25	4.0	0.06	0.028	0.33	0.64
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	0.13	2.0	0.34	0.165	0.16	0.63

Espécies	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Rollinia laurifolia</i>	2	0.25	4.0	0.05	0.023	0.33	0.63
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2	0.25	4.0	0.04	0.020	0.33	0.62
<i>Andira fraxinifolia</i>	2	0.25	4.0	0.04	0.019	0.33	0.62
<i>Gomidesia spectabilis</i>	2	0.25	4.0	0.04	0.017	0.33	0.61
<i>Urbanodendron verrucosum</i>	2	0.25	4.0	0.04	0.017	0.33	0.61
<i>Trichilia emarginata</i>	2	0.25	4.0	0.03	0.015	0.33	0.61
<i>Pouteria guianensis</i>	2	0.25	4.0	0.03	0.014	0.33	0.61
<i>Machaerium brasiliense</i>	1	0.13	2.0	0.32	0.152	0.16	0.60
<i>Symplocos</i> sp	2	0.25	4.0	0.03	0.013	0.33	0.60
<i>Astronyum cf.graveolens</i>	1	0.13	2.0	0.31	0.150	0.16	0.60
<i>Myrciaria tenella</i>	2	0.25	4.0	0.02	0.010	0.33	0.60
<i>Dasyphilum</i> sp	1	0.13	2.0	0.30	0.143	0.16	0.58
<i>Acacia</i> sp	1	0.13	2.0	0.25	0.121	0.16	0.54
<i>Erythrina</i> sp	1	0.13	2.0	0.19	0.092	0.16	0.48
<i>Xylopia sericea</i>	1	0.13	2.0	0.18	0.086	0.16	0.47
<i>Zollernia ilicifolia</i>	2	0.25	4.0	0.04	0.021	0.16	0.46
<i>Indeterminada 1</i>	1	0.13	2.0	0.15	0.074	0.16	0.44
<i>Senna</i> sp	1	0.13	2.0	0.14	0.068	0.16	0.43
<i>Cedrella fissilis</i>	1	0.13	2.0	0.14	0.068	0.16	0.43
<i>Andira</i> sp	1	0.13	2.0	0.14	0.067	0.16	0.43
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	1	0.13	2.0	0.12	0.055	0.16	0.40
<i>Sloanea monosperma</i>	1	0.13	2.0	0.10	0.050	0.16	0.39
<i>Segueria</i> sp	1	0.13	2.0	0.09	0.041	0.16	0.37
<i>Ocotea glauca</i>	1	0.13	2.0	0.08	0.040	0.16	0.37
<i>Ficus cf.pertusa</i>	1	0.13	2.0	0.08	0.040	0.16	0.37
<i>Licania cf.octandra</i>	1	0.13	2.0	0.07	0.036	0.16	0.36
<i>Chrysophyllum</i> sp	1	0.13	2.0	0.07	0.036	0.16	0.36
<i>Annona cacans</i>	1	0.13	2.0	0.07	0.036	0.16	0.36
<i>Phyllostemonodaphne geminiflora</i>	1	0.13	2.0	0.06	0.030	0.16	0.35
<i>Casearia commersoniana</i>	1	0.13	2.0	0.06	0.029	0.16	0.35
<i>Dalbergia</i> sp	1	0.13	2.0	0.06	0.027	0.16	0.35
<i>Pouteria macrophylla</i>	1	0.13	2.0	0.06	0.027	0.16	0.35
<i>Hirtella</i> sp	1	0.13	2.0	0.06	0.027	0.16	0.34
<i>Gallesia integrifolia</i>	1	0.13	2.0	0.05	0.026	0.16	0.34
<i>Kielmeyera</i> sp	1	0.13	2.0	0.05	0.026	0.16	0.34
<i>Eugenia</i> sp.4	1	0.13	2.0	0.05	0.024	0.16	0.34
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	1	0.13	2.0	0.05	0.024	0.16	0.34
<i>Indeterminada 2</i>	1	0.13	2.0	0.05	0.023	0.16	0.34
<i>Calyptranthes cf.lucida</i>	1	0.13	2.0	0.04	0.021	0.16	0.33
<i>Cordia</i> sp	1	0.13	2.0	0.04	0.020	0.16	0.33
<i>Leguminosae 1</i>	1	0.13	2.0	0.04	0.020	0.16	0.33
<i>Machaerium</i> sp.1	1	0.13	2.0	0.04	0.020	0.16	0.33
<i>Bombacaceae 1</i>	1	0.13	2.0	0.04	0.018	0.16	0.33
<i>Pradosia lactescens</i>	1	0.13	2.0	0.04	0.018	0.16	0.33
<i>Pourouma guianensis</i>	1	0.13	2.0	0.04	0.017	0.16	0.32
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.016	0.16	0.32

<i>Espécies</i>	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Platypodium elegans</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.015	0.16	0.32
<i>Euphorbiaceae 1</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.014	0.16	0.32
<i>Eriotheca candolleana</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.014	0.16	0.32
<i>Swartzia apetala</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.014	0.16	0.32
<i>Campomanesia sp</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.013	0.16	0.32
<i>Sloanea guianensis</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.013	0.16	0.32
<i>Heisteria aff ovata</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.013	0.16	0.32
<i>Eugenia sp.3</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.012	0.16	0.31
<i>Luehea divaricata</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.012	0.16	0.31
<i>Eugenia cf.uniflora</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.012	0.16	0.31
<i>Peltophorum dubium</i>	1	0.13	2.0	0.03	0.012	0.16	0.31
<i>Aspidosperma pyricollum</i>	1	0.13	2.0	0.02	0.011	0.16	0.31
<i>Inga cylindrica</i>	1	0.13	2.0	0.02	0.011	0.16	0.31
<i>Eugenia cf.florida</i>	1	0.13	2.0	0.02	0.010	0.16	0.31
<i>Tripterodendron filicifolium</i>	1	0.13	2.0	0.02	0.010	0.16	0.31
<i>Maytenus evominoideus</i>	1	0.13	2.0	0.02	0.009	0.16	0.31
<i>Machaerium sp.2</i>	1	0.13	2.0	0.02	0.008	0.16	0.31
<i>Carpotroche brasiliensis</i>	1	0.13	2.0	0.02	0.008	0.16	0.31
<i>Celtis sp</i>	1	0.13	2.0	0.02	0.008	0.16	0.31
<i>Plinia sp</i>	1	0.13	2.0	0.02	0.007	0.16	0.30
<i>Lafoensia sp</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.007	0.16	0.30
<i>Swartzia sp</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.007	0.16	0.30
<i>Casearia mariquitensis</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.006	0.16	0.30
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.006	0.16	0.30
<i>Cupania sp</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.006	0.16	0.30
<i>Sequoiaria americana</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.006	0.16	0.30
<i>Sparatosperma leucanthum</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.006	0.16	0.30
<i>Eriotheca sp</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.006	0.16	0.30
<i>Solanum leucodendron</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.006	0.16	0.30
<i>Bixa arborea</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.005	0.16	0.30
<i>Machaerium sp.3</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.005	0.16	0.30
<i>Neea aff.tristis</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.005	0.16	0.30
<i>Salacia elliptica</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.004	0.16	0.30
<i>Guapira aff.opposita</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.004	0.16	0.30
<i>Cryptocarya moschata</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.004	0.16	0.30
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.004	0.16	0.30
<i>Inga laurina</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.004	0.16	0.30
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.003	0.16	0.30
<i>Toulicia laevigata</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.003	0.16	0.30
<i>Inga capitata</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.003	0.16	0.30
<i>Licania spicata</i>	1	0.13	2.0	0.01	0.003	0.16	0.30

Anexo 3 – Lista de espécies amostradas na Mata do Sossego, MG, com a classificação dos respectivos grupos ecológicos serais e referências da literatura. P, pioneira; SI, secundária inicial; ST, secundária tardia; IND, indiferente; - sem classificação. Nas referências, a classificação encontrada na literatura vem antes das citações.

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Anacardiaceae		
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	IND	ST Oliveira (2002), P Nunes et al. (2003)
Annonaceae		
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	ST	ST Silva et al. (2003), Nunes et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	-	
<i>Guatteria villosissima</i> St.Hilaire	SI	SI Silva et al. (2003), ST Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Hornschuchia cauliflora</i> P.Maas & Van Setten	-	
<i>Tetrameranthus aff. duckei</i> R. E. Fries	-	
Apocynaceae		
<i>Aspidosperma darienense</i> Woodson ex.Dwyer	-	
Aquifoliaceae		
<i>Illex microdonta</i> Reiss.	-	
<i>Illex thaezans</i> Mart.	-	
Araliaceae		
<i>Didymopanax</i> sp.	-	
Areceaceae		
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	ST	ST Oliveira (2002)
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	ST	ST Nunes et al. (2003)
Asteraceae		
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	-	
<i>Vernonia polyanthes</i> Less.	P	P Oliveira (2002)
Boraginaceae		
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	SI	P Rolim et al. (1999), SI Nunes et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004), Paula et al. (2004)
<i>Cordia trachyphylla</i> Mart.	-	
Campanulaceae		
<i>Lobelia</i> sp.	-	
Chloranthaceae		
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Miq.	-	
Chrysobalanaceae		
<i>Licania</i> sp.	-	
<i>Couepia venosa</i> Prance	-	

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Clethraceae		
<i>Clethra scabra</i> Pers.	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
Clusiaceae		
<i>Clusia insignis</i> Mart.	-	
<i>Clusia arrudea</i> Planch & Triana	-	
<i>Tovomitopsis saldanhae</i> Engl.	ST	ST Oliveira Filho et al. (2004)
Cunnoniaceae		
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	SI	SI Oliveira (2002), Nunes et al. (2003)
Cyatheaceae		
<i>Alsophyla setosa</i> Kaulf.	-	
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	ST	ST Oliveira (2002), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Cyathea rufa</i> (Fée) Lellinger	-	
<i>Cyathea</i> sp1	-	
Dichapetalaceae		
<i>Tapura aff.guianensis</i> Aubl	-	
Elaeocarpaceae		
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	-	
Euphorbiaceae		
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	SI	SI Rolim et al. (1999), Oliveira (2002), Silva et al. (2003), Nunes et al. (2003)
<i>Croton</i> sp.	-	
<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	-	
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong		SI Rolim et al. (1999), Silva et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004), ST Oliveira (2002), P Paula et al. (2004)
Salicaceae		
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	SI	SI Nunes et al. (2003)
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	SI	SI Nunes et al. (2003), Paula et al. (2004)
Celastraceae		
<i>Hippocratea</i> sp.	-	
<i>Pristinaera andina</i> Miers	-	
Icacinaeae		
<i>Citronella megaphylla</i> (Miers) R.A. Howard	-	
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	-	
Lauraceae		
<i>Aniba firmula</i> (Mess & Mart.) Mez	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004), ST Paula et al. (2004)
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr	ST	ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Lauraceae		
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees & Mart.	SI	Van Andel (2001)
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Nectandra nitidula</i> Nees & Mart.		
<i>Ocotea aciphylla</i> (Mees) Mez	-	
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) Mez	ST	SI Oliveira Filho et al. (2004), ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)
<i>Ocotea organensis</i> (Meisn.) Mez		
<i>Ocotea spectabilis</i>		
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	ST	CL Oliveira (2002),
<i>Ocotea</i> sp.		
<i>Persea pyrifolia</i> Nees	SI	SI Paula et al. (2004), Nunes et al. (2003), CL Santana et al. (2004)
Fabaceae		
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Inga laurina</i>	P	P OLIVEIRA (2002)
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	P	P Silva et al. (2003)
<i>Machaerium triste</i> Vogel	SI	SI Nunes et al. (2003)
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	P	P Nunes et al. (2003)
<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm.	ST	CL Rolim et al. (1999), ST Paula et al. (2004), SI Oliveira Filho et al. (2004)
Malpighiaceae		
<i>Byrsonima</i> sp.	-	
Melastomataceae		
<i>Huberia glazioviana</i> Cogn.	-	
<i>Leandra</i> sp.	-	
<i>Miconia collatata</i> Wurdack	-	
<i>Miconia eichlerii</i> Cogn.	-	
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	-	
<i>Miconia theizans</i> (Bonpl.) Cogn.	-	
<i>Miconia urophylla</i> DC.	-	
<i>Miconia valtherii</i> Naudin	-	
<i>Miconia</i> sp1	-	
<i>Miconia</i> sp2	-	
<i>Miconia</i> sp3	-	
<i>Miconia</i> sp4	-	

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Melastomataceae		
<i>Tibouchina arborea</i> (Gardner) Cogn.	-	
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	SI	P. Oliveira (2002), SI Oliveira Filho et al. (2004)
Meliaceae		
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	ST	ST Oliveira (2002), Nunes et al. (2003)
<i>Cedrela odorata</i> L.	SI	SI Rolim et al. (1999)
<i>Trichilia pallida</i>	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Silva et al. (2003), ST Nunes et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004)
Monnimiaceae		
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	-	
<i>Mollinedia</i> sp2	-	
<i>Mollinedia</i> sp1	-	
Moraceae		
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), ST Nunes et al. (2003)
Myrsinaceae		
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	-	
<i>Myrsine cf. gardneriana</i> A.DC.	-	
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	P	SI Rolim et al. (1999), P. Oliveira (2002), Nunes et al. (2003)
Myrtaceae		
<i>Calypthrantes clusiaefolia</i> Berg.	ST	ST Nunes et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Calypthrantes brasiliensis</i>	-	
<i>Calypthrantes lucida</i>	CL	CL Rolim et al. (1999), Oliveira (2002)
<i>Campomanesia guaviroba</i>	SI	CL Rolim et al. (1999), SI Oliveira (2002)
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	ST	ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Eugenia burkartiana</i>	-	
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	ST	ST Rolim et al. (1999)
<i>Eugenia cuprea</i> O. Berg Nied.	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Eugenia polystachya richard</i>	-	
<i>Eugenia pruinosa</i> Legr.	ST	ST Rolim et al. (1999)
<i>Eugenia stictosepala</i> Kiaersk	ST	ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)
<i>Eugenia umbelliflora</i> O. Berg.	-	

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Myrtaceae		
<i>Eugenia</i> sp.1	-	
<i>Marlieria suaveolens</i> P.	-	
<i>Myrcia bicolor</i> Kiaersk.	-	CL Rolim et al. (1999), SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004), ST Nappo et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	SI	
<i>Myrcia laruotteana</i> Camb.	-	
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	SI	SI Nunes et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Psidium cupreum</i> O. Berg	-	
Nyctaginaceae		
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI	SI Rolim et al. (1999), Oliveira (2002), Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), ST Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
Ochnaceae		
<i>Ouratea polygyna</i> Engl.	-	
Piperaceae		
<i>Piper gigantifolium</i> C. DC.	-	
Phyllanthaceae		
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	SI	SI Silva et al. (2003)
Proteaceae		
<i>Roupala</i> sp.	-	
Rosaceae		
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	SI	SI Paula et al. (2004)
Rubiaceae		
<i>Alibertia</i> sp.	-	
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), ST Nunes et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	SI	SI Rolim et al. (1999)
<i>Psychotria sessilis</i> (Vell.) Müll. Arg.	SI	SI Silva et al. (2003), P Nunes et al. (2003)
<i>Rubiaceae</i> sp.	-	
Sapindaceae		
<i>Allophylus sericeus</i> (Cambess.) Radlk.	SI	SI Silva et al. (2003)
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	SI	SI Oliveira (2002), Santana et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004)

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Sapotaceae		
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	ST	ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), SI Nunes et al. (2003)
<i>Chrysophyllum</i> sp.1		
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hoo ket.Arn) Radlk.	ST	ST Paula et al. (2004)
Solanaceae		
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	-	
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	-	
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	-	
<i>Solanum</i> sp1	-	
<i>Solanum</i> sp2	-	
Symplocaceae		
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	-	
<i>Symplocos guianensis</i> (Aubl.) Gürke	-	
<i>Symplocos</i> sp.	-	
Ternstroemiaceae		
<i>Gordonia semiserrata</i> (Nees) Spreng.	-	
Urticaceae		
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethlage	P	P Rolim et al. (1999) P Silva et al. (2003), Oliveira Filho et al. (2004), Paula et al. (2004)
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	P	
Vochysiaceae		
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	ST	ST Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	ST	SI Nunes et al. (2003)

Anexo 4 – Parâmetros fitossociológicos da Floresta Estacional Semidecidual na Mata do Sossego, MG. N, número de indivíduos; DR, densidade relativa; DA, densidade absoluta; DoR, dominância relativa; DoA, dominância absoluta; FR, frequência relativa; VI, valor de importância.

Espécies	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Euterpe edulis</i>	70	8.75	135.1	4.96	20.358	6.73	20.44
<i>Nectandra cuspidata</i>	26	3.25	50.2	5.26	21.611	3.43	11.95
<i>Cyathea delgadii</i>	38	4.75	73.4	1.76	0.7219	4.67	11.18
<i>Clusia insignis</i>	9	1.13	17.4	8.80	36.140	0.96	10.89
<i>Marlieria suaveolens</i>	28	3.50	54.1	3.01	12.366	3.43	9.95
<i>Guatteria schomburgkiana</i>	22	2.75	42.5	3.76	15.429	3.02	9.53
<i>Campomanesia guaviroba</i>	9	1.13	17.4	6.83	28.050	1.24	9.19
<i>Clethra scabra</i> Pers	27	3.38	52.1	2.03	0.8349	2.61	8.02
<i>Couepia venosa</i> Prance	20	2.50	38.6	2.05	0.8408	2.61	7.16
<i>Eugenia polystachya</i>	10	1.25	19.3	4.64	19.046	1.24	7.12
<i>Alchornea triplinervia</i>	18	2.25	34.8	2.40	0.9860	2.34	6.99
<i>Psychotria sessilis</i>	20	2.50	38.6	0.85	0.3486	2.61	5.96
<i>Alsophylla setosa</i>	19	2.38	36.7	0.97	0.3997	2.34	5.68
<i>Vernonia discolor</i>	15	1.88	29.0	1.59	0.6526	1.92	5.39
<i>Mollinedia sp1</i>	10	1.25	19.3	2.69	11.056	1.24	5.18
<i>Alibertia sp</i>	16	2.00	30.9	0.44	0.1818	2.06	4.50
<i>Casearia lasiophylla</i>	7	0.88	13.5	2.45	10.068	0.96	4.29
<i>Gordonia semiserrata</i>	10	1.25	19.3	1.46	0.6007	1.37	4.09
<i>Vochysia tucanorum</i>	12	1.50	23.2	1.19	0.4887	1.37	4.06
<i>Miconia 3</i>	15	1.88	29.0	0.38	0.1580	1.79	4.05
<i>Miconia urophylla</i>	15	1.88	29.0	0.41	0.1684	1.65	3.93
<i>Calypthranthes sp1</i>	4	0.50	7.7	2.98	12.232	0.41	3.89
<i>Eugenia sp 1</i>	9	1.13	17.4	1.59	0.6534	1.10	3.82
<i>Persea pyrifolia</i>	10	1.25	19.3	0.67	0.2733	1.37	3.29
<i>Chrysophyllum sp1</i>	5	0.63	9.7	1.93	0.7944	0.69	3.25
<i>Geonoma schottiana</i>	11	1.38	21.2	0.31	0.1283	1.51	3.20
<i>Amaioua guianensis</i>	7	0.88	13.5	1.35	0.5546	0.96	3.19
<i>Calypthranthes sp2</i>	9	1.13	17.4	0.90	0.3681	1.10	3.12
<i>Calypthranthes sp3</i>	7	0.88	13.5	0.98	0.4029	0.96	2.82
<i>Miconia eichlerii</i>	10	1.25	19.3	0.17	0.0716	1.37	2.80
<i>Sloanea guianensis</i>	5	0.63	9.7	1.43	0.5854	0.69	2.74
<i>Nectandra nitidula</i>	2	0.25	3.9	2.13	0.8764	0.27	2.66
<i>Ocotea organensis</i>	8	1.00	15.4	0.54	0.2199	1.10	2.63
<i>Prunus sellowii</i>	9	1.13	17.4	0.38	0.1571	1.10	2.61
<i>Piper gigantifolium</i>	10	1.25	19.3	0.15	0.0596	1.10	2.49
<i>Lamanonia ternata</i>	6	0.75	11.6	0.95	0.3919	0.69	2.39
<i>Sapium sp</i>	7	0.88	13.5	0.50	0.2039	0.96	2.33
<i>Miconia 4</i>	8	1.00	15.4	0.21	0.0859	1.10	2.31
<i>Solanum cinnamomeum</i>	4	0.50	7.7	1.22	0.5017	0.55	2.27

Espécies	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Symplocos celastrinea</i>	7	0.88	13.5	0.37	0.1539	0.96	2.21
<i>Cyathea rufa</i>	8	1.00	15.4	0.19	0.0760	0.96	2.15
<i>Myrsine ferruginea</i>	7	0.88	13.5	0.42	0.1715	0.82	2.12
<i>Myrcia</i> sp	5	0.63	9.7	0.80	0.3271	0.69	2.11
<i>Miconia thaezans</i>	6	0.75	11.6	0.42	0.1713	0.82	1.99
<i>Indet 5</i>	1	0.13	1.9	1.70	0.6970	0.14	1.96
<i>Trichilia pallida</i>	6	0.75	11.6	0.28	0.1130	0.82	1.85
<i>Solanum leucodendron</i>	4	0.50	7.7	0.78	0.3204	0.55	1.83
<i>Swartzia myrtifolia</i>	4	0.50	7.7	0.78	0.3185	0.55	1.83
<i>Cabralea canjerana</i>	3	0.38	5.8	1.00	0.4086	0.41	1.78
<i>Croton</i> sp	5	0.63	9.7	0.47	0.1931	0.69	1.78
<i>Hippocratea</i> sp	6	0.75	11.6	0.18	0.0758	0.82	1.76
<i>Tapura affguianensis</i>	4	0.50	7.7	0.63	0.2578	0.55	1.68
<i>Myrsine umbellata</i>	5	0.63	9.7	0.32	0.1320	0.69	1.63
<i>Myrsine cf gardneriana</i>	4	0.50	7.7	0.55	0.2243	0.55	1.60
<i>Mollinedia</i> sp2	5	0.63	9.7	0.38	0.1564	0.55	1.56
<i>Aspidosperma darienense</i>	4	0.50	7.7	0.48	0.1986	0.55	1.53
<i>Sorocea bonplandii</i>	5	0.63	9.7	0.35	0.1453	0.55	1.53
<i>Miconia sellowiana</i>	5	0.63	9.7	0.19	0.0786	0.69	1.50
<i>Ocotea corymbosa</i>	4	0.50	7.7	0.43	0.1775	0.55	1.48
<i>Cupania oblongifolia</i>	5	0.63	9.7	0.15	0.0630	0.69	1.47
<i>Myrtaceae 1</i>	5	0.63	9.7	0.12	0.0509	0.69	1.44
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	2	0.25	3.9	0.89	0.3639	0.27	1.41
<i>Tibouchina arborea</i>	3	0.38	5.8	0.60	0.2471	0.41	1.39
<i>Tibouchina granulosa</i>	4	0.50	7.7	0.26	0.1055	0.55	1.31
<i>Indet 2</i>	1	0.13	1.9	0.96	0.3958	0.14	1.23
<i>Guapira opposita</i>	4	0.50	7.7	0.17	0.0714	0.55	1.22
<i>Ocotea dispersa</i>	4	0.50	7.7	0.09	0.0354	0.55	1.14
<i>Siphoneugenia</i> sp	3	0.38	5.8	0.33	0.1356	0.41	1.12
<i>Hedyosmum brasiliensis</i>	3	0.38	5.8	0.32	0.1306	0.41	1.11
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	3	0.38	5.8	0.31	0.1270	0.41	1.10
<i>Indet 11</i>	1	0.13	1.9	0.77	0.3142	0.14	1.03
<i>Myrcia fallax</i>	3	0.38	5.8	0.22	0.0888	0.41	1.00
<i>Hornschuchia cauliflora</i>	1	0.13	1.9	0.73	0.3011	0.14	1.00
<i>Aniba firmula</i>	3	0.38	5.8	0.18	0.0720	0.41	0.96
<i>Cecropia hololeuca</i>	2	0.25	3.9	0.44	0.1787	0.27	0.96
<i>Byrsonima</i> sp	4	0.50	7.7	0.05	0.0193	0.41	0.96
<i>Senna macranthera</i>	3	0.38	5.8	0.11	0.0467	0.41	0.90
<i>Guatteria nigrescens</i>	3	0.38	5.8	0.09	0.0351	0.41	0.87
<i>Miconia 2</i>	3	0.38	5.8	0.08	0.0325	0.41	0.87
<i>Emmotum nitens</i>	3	0.38	5.8	0.06	0.0251	0.41	0.85
<i>Cyathea</i> sp3	3	0.38	5.8	0.05	0.0216	0.41	0.84
<i>Paussandra maurisiana</i>	3	0.38	5.8	0.05	0.0187	0.41	0.83

Espécies	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Sapium biglandulosum</i>	3	0.38	5.8	0.04	0.0158	0.41	0.83
<i>Indet 6</i>	1	0.13	1.9	0.56	0.2286	0.14	0.82
<i>Indet 9</i>	1	0.13	1.9	0.53	0.2176	0.14	0.79
<i>Calypthranthes brasiliensis</i>	3	0.38	5.8	0.14	0.0570	0.27	0.79
<i>Guatteria villosissima</i>	2	0.25	3.9	0.20	0.0809	0.27	0.72
<i>Cordia sellowiana</i>	3	0.38	5.8	0.07	0.0291	0.27	0.72
<i>Solanum swartzianum</i>	2	0.25	3.9	0.19	0.0800	0.27	0.72
<i>Solanum sp1</i>	1	0.13	1.9	0.45	0.1858	0.14	0.71
<i>Cecropia glaziovii</i>	2	0.25	3.9	0.17	0.0679	0.27	0.69
<i>Tetrameranthus aff duckei</i>	1	0.13	1.9	0.42	0.1726	0.14	0.68
<i>Cyathea sp2</i>	2	0.25	3.9	0.11	0.0456	0.27	0.64
<i>Citronela megalophylla</i>	2	0.25	3.9	0.10	0.0399	0.27	0.62
<i>Miconia valtherii</i>	2	0.25	3.9	0.08	0.0331	0.27	0.61
<i>Campomanesia sp1</i>	2	0.25	3.9	0.08	0.0328	0.27	0.60
<i>Huberia glazioviana</i>	2	0.25	3.9	0.08	0.0313	0.27	0.60
<i>Roupala sp</i>	2	0.25	3.9	0.06	0.0255	0.27	0.59
<i>Vochysia magnifica</i>	2	0.25	3.9	0.06	0.0238	0.27	0.58
<i>Ocotea teleiandra</i>	2	0.25	3.9	0.05	0.0212	0.27	0.58
<i>Campomanesia sp2</i>	2	0.25	3.9	0.05	0.0204	0.27	0.57
<i>Allophylus sericeus</i>	2	0.25	3.9	0.04	0.0159	0.27	0.56
<i>Illex microdonta</i>	2	0.25	3.9	0.03	0.0109	0.27	0.55
<i>Indet 4</i>	1	0.13	1.9	0.25	0.1033	0.14	0.51
<i>Indet 8</i>	1	0.13	1.9	0.21	0.0864	0.14	0.47
<i>Randia armata</i>	1	0.13	1.9	0.20	0.0841	0.14	0.47
<i>Mollinedia schottiana</i>	1	0.13	1.9	0.20	0.0830	0.14	0.46
<i>Machaerium triste</i>	2	0.25	3.9	0.08	0.0310	0.14	0.46
<i>Plinia sp</i>	2	0.25	3.9	0.07	0.0279	0.14	0.46
<i>Cyathea sp1</i>	2	0.25	3.9	0.05	0.0218	0.14	0.44
<i>Indet 1</i>	1	0.13	1.9	0.18	0.0731	0.14	0.44
<i>Eugenia cerasypholia</i>	1	0.13	1.9	0.16	0.0649	0.14	0.42
<i>Indet 7</i>	1	0.13	1.9	0.15	0.0629	0.14	0.42
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	1	0.13	1.9	0.13	0.0517	0.14	0.39
<i>Indet 3</i>	1	0.13	1.9	0.08	0.0325	0.14	0.34
<i>Tovomitopsis saldanhae</i>	1	0.13	1.9	0.06	0.0265	0.14	0.33
<i>Leandra sp</i>	1	0.13	1.9	0.05	0.0222	0.14	0.32
<i>Indet 10</i>	1	0.13	1.9	0.05	0.0216	0.14	0.32
<i>Symplocos sp</i>	1	0.13	1.9	0.05	0.0199	0.14	0.31
<i>Cordia trachyphylla</i>	1	0.13	1.9	0.04	0.0157	0.14	0.30
<i>Solanum sp2</i>	1	0.13	1.9	0.03	0.0138	0.14	0.30
<i>Ocotea sp</i>	1	0.13	1.9	0.03	0.0129	0.14	0.29
<i>Illex thaezans</i>	1	0.13	1.9	0.03	0.0112	0.14	0.29
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	1	0.13	1.9	0.03	0.0104	0.14	0.29
<i>Endlicheria paniculata</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0100	0.14	0.29

Espécies	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Licania sp</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0096	0.14	0.29
<i>Vernonia polyanthes</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0096	0.14	0.29
<i>Pristinaera andina</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0089	0.14	0.28
<i>Symplocos guianensis</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0084	0.14	0.28
<i>Ocotea spectabilis</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0078	0.14	0.28
<i>Miconia 1</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0074	0.14	0.28
<i>Cedrela odorata</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0071	0.14	0.28
<i>Cyathea sp4</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0070	0.14	0.28
<i>Ocotea aciphyla</i>	1	0.13	1.9	0.02	0.0068	0.14	0.28
<i>Tapirira guianensis</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0062	0.14	0.28
<i>Inga laurina</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0050	0.14	0.27
<i>Lobelia sp</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0042	0.14	0.27
<i>Inga sessilis</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0039	0.14	0.27
<i>Psidium cupreum</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0034	0.14	0.27
<i>Ouratea polygyna</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0034	0.14	0.27
<i>Nectandra megapotamica</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0034	0.14	0.27
<i>Aureliana fasciculata</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0034	0.14	0.27
<i>Miconia collatata</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0034	0.14	0.27
<i>Didymopanax sp</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0034	0.14	0.27
<i>Casearia obliqua</i>	1	0.13	1.9	0.01	0.0034	0.14	0.27

Anexo 5 – Lista de espécies amostradas no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB, MG, com a classificação dos respectivos grupos ecológicos serais e referências da literatura. P, pioneira; SI, secundária inicial; ST, secundária tardia; IND, indiferente; - sem classificação. Nas referências, a classificação encontrada na literatura vem antes das citações.

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Anacardiaceae		
<i>Astronium fraxinifolium</i> Jacq.	ST	ST Silva et al. (2003)
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	IND	ST Oliveira (2002), P Nunes et al. (2003)
Annonaceae		
<i>Annona cacans</i> Warm.	SI	SI Nunes et al. (2003)
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	ST	ST Silva et al. (2003), Nunes et al. (2003)
<i>Rollinia sericea</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.	SI	ST Silva et al. (2003), SI Nunes et al. (2003)
<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004)
Apocynaceae		
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004)
Araliaceae		
<i>Schefflera</i> sp	-	
Arecaceae		
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	ST	ST Oliveira (2002)
Asteraceae		
<i>Dasyphilum microcephala</i>	-	
<i>Eupatorium angulicaule</i> Sch. Bip. Ex Baker	-	
<i>Eupatorium inulifolium</i> Kunth	-	
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	P	P Nunes et al. (2003)
<i>Vernonia diffusa</i> Less.	P	P Silva et al. (2003)
<i>Vernonia discolor</i> Spreng.	-	
Boraginaceae		
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	SI	P Rolim et al. (1999), SI Nunes et al. (2003)
Celastraceae		
<i>Maytenus evonymoides</i> Reiss.	-	
Clethraceae		
<i>Clethra scabra</i> Pers.	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
Clusiaceae		
<i>Clusia arrudea</i> Planch. & Triana ex Engl.	-	
<i>Kielmeyera albopunctata</i> Saddi	SI	SI Rolim et al. (1999)
<i>Rhedia gardneriana</i> Planch. & Triana	ST	CL Rolim et al. (1999), ST Nunes et al. (2003)
Cunnoniaceae		
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	SI	SI Oliveira (2002), Nunes et al. (2003)

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Cyatheaceae		
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	ST	ST Oliveira (2002)
<i>Cyathea rufa</i> (Fée) Lellinger	-	
Elaeocarpaceae		
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	-	
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	ST	ST Nunes et al. (2003)
<i>Sloanea</i> sp		
Euphorbiaceae		
<i>Acalypha brasiliensis</i> Müll. Arg.	-	
<i>Actinostemon</i> sp	-	
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	SI	SI Rolim et al. (1999), Oliveira (2002), Silva et al. (2003), Nunes et al. (2003)
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	SI Oliveira (2002), P Silva et al. (2003), Nunes et al. (2003)
<i>Croton</i> sp	-	
<i>Pausandra morisiana</i> (Casar.) Radlk.	-	
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	SI	SI Rolim et al. (1999), Silva et al. (2003), ST Oliveira (2002)
Salicaceae		
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	SI	SI Silva et al. (2003)
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	-	
Icacinales		
<i>Citronella megaphylla</i> (Miers) R.A. Howard	-	
Lauraceae		
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	-	
Lauraceae 1	-	
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees & Mart.	-	
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	ST	ST Silva et al. (2003)
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	ST	SI Silva et al. (2003), ST Nunes et al. (2003), CL Santana et al. (2004)
<i>Nectandra acutangula</i> Miq.	-	
<i>Ocotea grandiflora</i> Ness.	-	
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & C. Mart.) Mez	-	
<i>Ocotea nitidula</i> Meissm.	-	
<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) Rohwer	ST	ST Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004), Silva et al. (2003), Nunes et al. (2003)
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	ST	CL Oliveira (2002)
<i>Ocotea velutina</i> Mart.		
<i>Persea pyrifolia</i> (D. Don) Spreng.	SI	SI Paula et al. (2004), Nunes et al. (2003), CL Santana et al. (2004)
<i>Persea</i> sp	-	

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Fabaceae		
<i>Dalbergia foliosa</i> (Benth.) A.M.V. de Carvalho	-	
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	-	
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	P	P Oliveira (2002)
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	P	P Silva et al. (2003)
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	-	
<i>Machaerium vestitum</i> Vogel	-	
<i>Sclerolobium rugosum</i> Mart. ex Benth.	SI	SI Nunes et al. (2003)
Melastomataceae		
<i>Meriania</i> sp	-	
<i>Miconia budlejoides</i> Triana	-	
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	-	
<i>Miconia eichleri</i> Cogn.	-	
<i>Miconia fothergillae</i> Naudin	-	
<i>Miconia mendoncae</i> Cogn.	-	
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	-	
<i>Miconia theizans</i> (Bonpl.) Cogn.	-	
<i>Miconia tristis</i> Spring	SI	SI Nunes et al. (2003)
<i>Miconia</i> sp	-	
<i>Tibouchina arborea</i> (Gardner) Cogn.		
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	P	P Oliveira (2002)
<i>Tibouchina</i> sp	-	
Meliaceae		
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	ST	ST Oliveira (2002), Nunes et al. (2003)
<i>Cedrella odorata</i> L.	SI	SI Rolim et al. (1999)
<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	SI	ST Oliveira (2002), SI Nappo et al. (2004), Paula et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Trichilia hirta</i> L.	ST	ST Oliveira (2002)
<i>Trichilia magnifoliola</i> T.D. Penn.	-	
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), ST Nunes et al. (2003)
<i>Trichilia silvatica</i> C. DC.	SI	ST Oliveira (2002), SI Nappo et al. (2004), Santana et al. (2004)
Monimiaceae		
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	ST	ST Nunes et al. (2003)
Moraceae		
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	SI	SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), ST Nunes et al. (2003)
Myrsinaceae		
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	-	
<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	-	

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Myrsinaceae		
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	P	SI Rolim et al. (1999), P Oliveira (2002), Nunes et al. (2003)
Myrtaceae		
<i>Calypttranthes clusiaefolia</i> (Miq.) O. Berg	ST	ST Nunes et al. (2003)
<i>Calypttranthes lucida</i> Berg	ST	CL Rolim et al. (1999), Oliveira (2002)
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	SI	CL Rolim et al. (1999), SI Oliveira (2002)
<i>Eugenia catharinensis</i> D. Legrand	-	
<i>Eugenia cf. curysepala</i>	-	
<i>Marlieria</i> sp	-	
		CL Rolim et al. (1999), SI Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), Oliveira Filho et al. (2004), ST Nappo et al. (2004), Nunes et al. (2003)
<i>Myrcia fallax</i> (A. Richard) DC.	SI	
Myrtaceae 1	-	
Nyctaginaceae		
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI	SI Rolim et al. (1999), Oliveira (2002), Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), ST Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
Onagraceae		
<i>Fuchsia</i> sp	-	
Piperaceae		
<i>Piper gigantifolium</i> C. DC.	-	
<i>Piper</i> sp1	-	
<i>Piper</i> sp2	-	
Rubiaceae		
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	SI	SI Silva et al. (2003)
<i>Bathysa cuspidata</i> (St. Hil.) Hook. f.	SI	SI Silva et al. (2003)
<i>Bathysa meridionalis</i> L.B. Sm. & Downs	-	
<i>Psychotria cuspidata</i> Bredem. ex Roem. & Schult.	-	
<i>Psychotria sessilis</i> (Vell.) Müll. Arg.	SI	SI Silva et al. (2003), P Nunes et al. (2003)
<i>Psychotria</i> sp	-	
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	SI	SI Rolim et al. (1999)
Rubiaceae 1	-	
Rutaceae		
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	SI	CL Nappo et al. (2004), SI Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003), P Silva et al. (2003)

FAMÍLIAS E ESPÉCIES	GRUPO SERAL	REFERÊNCIAS
Sabiaceae		
<i>Meliosma itatiaiae</i> Urb.	-	
Sapindaceae		
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	SI	SI Silva et al. (2003)
<i>Allophylus sericeus</i>	SI	SI Silva et al. (2003)
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	SI	SI Silva et al. (2003)
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	SI	SI Paula et al. (2004), ST Oliveira Filho et al. (2004)
Siparunaceae		
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	ST	PI Oliveira (2002), ST Oliveira Filho et al. (2004), Nunes et al. (2003)
Sapotaceae		
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	ST	ST Silva et al. (2003), Paula et al. (2004), SI Nunes et al. (2003)
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	-	
<i>Micropholis</i> sp	-	
<i>Pouteria laurifolia</i> (Gomes) Radlk.	-	
<i>Pouteria</i> sp	-	
Sapotaceae1	-	
Solanaceae		
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	-	
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	SI	SI Oliveira Filho et al. (2004)
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	-	
Styracaceae		
<i>Styrax ferrugineus</i> Pohl	-	
Symplocaceae		
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	-	
<i>Symplocos variabilis</i> Mart.	-	
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	-	
Urticaceae		
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethlage	P	P Rolim et al. (1999)
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	P	P Silva et al. (2003)
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	-	
Verbenaceae		
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	P	P Oliveira (2002)

Anexo 6 – Parâmetros fitossociológicos da Floresta Estacional Semidecidual no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro - PESB, MG. N, número de indivíduos; DR, densidade relativa; DA, densidade absoluta; DoR, dominância relativa; DoA, dominância absoluta; FR, frequência relativa; VI, valor de importância.

Espécies	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Sapium glandulosum</i>	94	11.75	124.1	9.85	25.065	9.91	31.51
<i>Croton floribundus</i>	56	7.00	73.2	14.71	37.156	6.36	28.08
<i>Solanum leucodendron</i>	63	7.88	82.3	11.70	29.532	8.14	27.71
<i>Alchornea triplinervia</i>	68	8.50	88.8	10.65	26.884	7.84	26.99
<i>Solanum cinnamomeum</i>	20	2.50	26.1	4.96	12.523	2.51	9.97
<i>Cyathea delgadii</i>	33	4.13	43.1	1.81	0.4574	3.70	9.63
<i>Psychotria capitata</i>	23	2.88	30.0	1.11	0.2792	2.96	6.94
<i>Vernonia diffusa</i>	14	1.75	27.4	2.64	0.5463	1.63	6.01
<i>Myrsine umbellata</i>	20	2.50	18.3	1.20	0.6656	2.22	5.92
<i>Acalypha brasiliensis</i>	20	2.50	26.1	1.49	0.3025	1.78	5.76
<i>Cecropia glaziovi</i>	12	1.50	15.7	1.46	0.3677	1.63	4.58
<i>Nectandra oppositifolia</i>	6	0.75	7.8	2.79	0.7042	0.89	4.43
<i>Solanum swartzianum</i>	12	1.50	15.7	0.76	0.1913	1.48	3.74
<i>Miconia tristis</i>	12	1.50	15.7	0.70	0.1772	1.48	3.68
<i>Croton sp</i>	14	1.75	18.3	0.50	0.1269	1.18	3.44
<i>Cyathea rufa</i>	11	1.38	14.4	0.84	0.2114	1.18	3.40
<i>Bathysa meridionalis</i>	12	1.50	15.7	0.55	0.1395	1.33	3.38
<i>Clusia arrudea</i>	7	0.88	9.1	1.37	0.3452	1.04	3.28
<i>Erythrina falcata</i>	8	1.00	10.5	1.07	0.2692	1.18	3.25
<i>Lauraceae 1</i>	3	0.38	3.9	2.32	0.5868	0.44	3.14
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	9	1.13	13.1	0.77	0.1951	1.18	3.08
<i>Myrsine ferruginea</i>	10	1.25	11.8	0.42	0.1068	1.33	3.00
<i>Inga laurina</i>	9	1.13	10.5	0.41	0.1030	1.33	2.86
<i>Guatteria nigrescens</i>	8	1.00	11.8	0.40	0.1000	1.18	2.58
<i>Eupatorium inulifolium</i>	9	1.13	2.6	0.53	0.1336	0.89	2.54
<i>Indeterminada 2</i>	2	0.25	9.1	1.80	0.4555	0.30	2.35
<i>Persea pyrifolia</i>	7	0.88	7.8	0.58	0.1469	0.89	2.34
<i>Dasyphyllum microcephala</i>	6	0.75	9.1	0.69	0.1739	0.89	2.33
<i>Psychotria sessilis</i>	7	0.88	9.1	0.22	0.0544	1.04	2.13
<i>Trichilia magnifoliola</i>	7	0.88	7.8	0.19	0.0491	1.04	2.11
<i>Aegiphila sellowiana</i>	6	0.75	7.8	0.42	0.1061	0.89	2.06
<i>Lamanonia ternata</i>	6	0.75	6.5	0.38	0.0971	0.89	2.02
<i>Ocotea odorifera</i>	5	0.63	6.5	0.50	0.1332	0.74	1.87
<i>Inga sessilis</i>	4	0.50	5.2	0.73	0.1274	0.59	1.82
<i>Annona cacans</i>	5	0.63	6.5	0.45	0.1833	0.74	1.82
<i>Cabralea canjerana</i>	6	0.75	7.8	0.30	0.1139	0.74	1.79
<i>Sorocea bonplandii</i>	6	0.75	7.8	0.23	0.0752	0.74	1.72
<i>Calyptanthus clusiaefolia</i>	6	0.75	7.8	0.20	0.0586	0.74	1.69
<i>Piptocarpha macropoda</i>	4	0.50	5.2	0.59	0.0501	0.59	1.68
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	2	0.25	2.6	1.24	0.1483	0.15	1.63
<i>Nectandra cuspidata</i>	4	0.50	5.2	0.52	0.3122	0.59	1.61

Espécies	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Allophylus edulis</i>	4	0.50	5.2	0.51	0.1296	0.59	1.61
<i>Piper sp1</i>	5	0.63	6.5	0.12	0.1064	0.74	1.48
<i>Guapira opposita</i>	3	0.38	6.5	0.77	0.0302	0.30	1.44
<i>Machaerium cf. vestitum</i>	5	0.63	5.2	0.18	0.0462	0.59	1.40
<i>Miconia eichleri</i>	4	0.50	6.5	0.29	0.0735	0.59	1.38
<i>Kielmeyera albopunctata</i>	5	0.63	5.2	0.16	0.0393	0.59	1.37
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	4	0.50	3.9	0.24	0.0605	0.59	1.33
<i>Trichilia hirta</i>	3	0.38	2.6	0.51	0.1278	0.44	1.32
<i>Schefflera sp</i>	2	0.25	5.2	0.77	0.1937	0.30	1.31
<i>Psychotria sp</i>	4	0.50	5.2	0.15	0.0372	0.59	1.24
<i>Campomanesia guaviroba</i>	4	0.50	1.3	0.10	0.0251	0.59	1.19
<i>Pouteria sp</i>	1	0.13	3.9	0.85	0.2156	0.15	1.13
<i>Cordia sellowiana</i>	3	0.38	3.9	0.30	0.0761	0.44	1.12
<i>Ocotea grandiflora</i>	3	0.38	1.3	0.43	0.1076	0.30	1.10
<i>Maytenus evonymoides</i>	3	0.38	3.9	0.25	0.1951	0.44	1.07
<i>Siparuna guianensis</i>	1	0.13	3.9	0.77	0.0558	0.15	1.05
<i>Tapirira guianensis</i>	3	0.38	3.9	0.22	0.0487	0.44	1.04
<i>Trichilia silvatica</i>	3	0.38	3.9	0.19	0.0477	0.44	1.01
<i>Allophylus sericeus</i>	3	0.38	3.9	0.19	0.0454	0.44	1.01
<i>Miconia budlejoides</i>	3	0.38	3.9	0.18	0.0402	0.44	1.00
<i>Cedrella fissilis</i>	3	0.38	3.9	0.16	0.0374	0.44	0.98
<i>Ocotea minarum</i>	3	0.38	3.9	0.15	0.0321	0.44	0.97
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	0.38	3.9	0.13	0.0293	0.44	0.95
<i>Pouteria laurifolia</i>	3	0.38	2.6	0.12	0.0242	0.44	0.93
<i>Eupatorium angulicaule</i>	3	0.38	2.6	0.10	0.0911	0.44	0.91
<i>Vernonanthura discolor</i>	2	0.25	3.9	0.36	0.0843	0.30	0.91
<i>Miconia sellowiana</i>	2	0.25	2.6	0.33	0.0150	0.30	0.88
<i>Cupania vernalis</i>	3	0.38	2.6	0.06	0.0808	0.44	0.88
<i>Dalbergia foliolosa</i>	2	0.25	2.6	0.32	0.0746	0.30	0.87
<i>Trichilia pallida</i>	2	0.25	1.3	0.30	0.0714	0.30	0.84
<i>Citronella megaphylla</i>	2	0.25	2.6	0.28	0.1351	0.30	0.83
<i>Cecropia hololeuca</i>	1	0.13	2.6	0.54	0.0645	0.15	0.81
<i>Miconia cf. latecrenada</i>	2	0.25	2.6	0.26	0.0617	0.30	0.80
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2	0.25	2.6	0.24	0.0565	0.30	0.79
<i>Sloanea guianensis</i>	2	0.25	1.3	0.22	0.0560	0.30	0.77
<i>Nectandra lanceolata</i>	2	0.25	2.6	0.22	0.1213	0.30	0.77
<i>Rollinia sylvatica</i>	1	0.13	1.3	0.48	0.0468	0.15	0.75
<i>Casearia arborea</i>	2	0.25	2.6	0.19	0.1040	0.30	0.73
<i>Persea sp</i>	1	0.13	2.6	0.41	0.0346	0.15	0.68
<i>Tibouchinia forthergillae</i>	2	0.25	1.3	0.14	0.0243	0.30	0.68
<i>Casearia obliqua</i>	2	0.25	2.6	0.10	0.0877	0.30	0.64
<i>Sloanea sp</i>	1	0.13	2.6	0.35	0.0128	0.15	0.62
<i>Bathysa cuspidata</i>	2	0.25	2.6	0.05	0.0111	0.30	0.60
<i>Meriania sp</i>	2	0.25	2.6	0.04	0.0103	0.30	0.59
<i>Indeterminada 1</i>	2	0.25	1.3	0.04	0.0053	0.30	0.59
<i>Rollinia sericea</i>	2	0.25	1.3	0.02	0.0742	0.30	0.57

Espécies	N	DR	DA	DoR	DoA	FR	VI
<i>Miconia</i> sp	1	0.13	1.3	0.29	0.0708	0.15	0.57
<i>Sclerolobium rugosum</i>	1	0.13	1.3	0.28	0.0673	0.15	0.55
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1	0.13	1.3	0.27	0.0607	0.15	0.54
<i>Sloanea monosperma</i>	1	0.13	1.3	0.24	0.0585	0.15	0.51
<i>Ocotea nitidula</i>	1	0.13	1.3	0.23	0.0575	0.15	0.50
<i>Micropholis</i> sp	1	0.13	1.3	0.23	0.0325	0.15	0.50
<i>Meliosma itatiaiae</i>	1	0.13	1.3	0.17	0.0265	0.15	0.44
<i>Mollinedia argyrogyna</i>	1	0.13	1.3	0.13	0.0258	0.15	0.40
<i>Symplocos celastrina</i>	1	0.13	1.3	0.10	0.0215	0.15	0.38
<i>Micropholis crassipedicellata</i>	1	0.13	1.3	0.10	0.0209	0.15	0.38
<i>Symplocos</i> cf. <i>variabilis</i>	1	0.13	1.3	0.09	0.0191	0.15	0.36
<i>Piper gigantifolium</i>	1	0.13	1.3	0.08	0.0183	0.15	0.36
<i>Pausandra morisiana</i>	1	0.13	1.3	0.08	0.0142	0.15	0.35
<i>Styrax</i> cf. <i>ferrugineus</i>	1	0.13	1.3	0.07	0.0142	0.15	0.35
<i>Coussapoa microcarpa</i>	1	0.13	1.3	0.06	0.0138	0.15	0.33
<i>Cedrella odorata</i>	1	0.13	1.3	0.06	0.0138	0.15	0.33
<i>Astronium</i> sp	1	0.13	1.3	0.05	0.0124	0.15	0.33
<i>Eugenia catharinensis</i>	1	0.13	1.3	0.05	0.0117	0.15	0.33
<i>Tibouchina</i> sp	1	0.13	1.3	0.05	0.0113	0.15	0.32
<i>Clethra scabra</i>	1	0.13	1.3	0.05	0.0101	0.15	0.32
<i>Tibouchina granulosa</i>	1	0.13	1.3	0.04	0.0086	0.15	0.32
<i>Sapotaceae</i> 1	1	0.13	1.3	0.04	0.0081	0.15	0.31
<i>Calyptranthes lucida</i>	1	0.13	1.3	0.03	0.0076	0.15	0.31
<i>Symplocos pubescens</i>	1	0.13	1.3	0.03	0.0076	0.15	0.31
<i>Miconia fothergilla</i>	1	0.13	1.3	0.03	0.0073	0.15	0.30
<i>Ocotea velutina</i>	1	0.13	1.3	0.03	0.0067	0.15	0.30
<i>Eugenia lucida</i>	1	0.13	1.3	0.03	0.0062	0.15	0.30
<i>Myrsine lineata</i>	1	0.13	1.3	0.03	0.0057	0.15	0.30
<i>Tibouchina arborea</i>	1	0.13	1.3	0.02	0.0049	0.15	0.30
<i>Eugenia involucrata</i>	1	0.13	1.3	0.02	0.0048	0.15	0.30
<i>Ocotea teleiandra</i>	1	0.13	1.3	0.02	0.0045	0.15	0.29
<i>Rubiaceae</i> 1	1	0.13	1.3	0.02	0.0044	0.15	0.29
<i>Rheedia gardneriana</i>	1	0.13	1.3	0.02	0.0043	0.15	0.29
<i>Amaioua guianensis</i>	1	0.13	1.3	0.02	0.0042	0.15	0.29
<i>Miconia theizans</i>	1	0.13	1.3	0.02	0.0042	0.15	0.29
<i>Fuchsia</i> sp	1	0.13	1.3	0.02	0.0040	0.15	0.29
<i>Myrcia fallax</i>	1	0.13	1.3	0.02	0.0039	0.15	0.29
<i>Actinostemom</i> sp	1	0.13	1.3	0.02	0.0038	0.15	0.29
<i>Euterpe edulis</i>	1	0.13	1.3	0.02	0.0031	0.15	0.29
<i>Myrtaceae</i> 1	1	0.13	1.3	0.01	0.0030	0.15	0.29
<i>Randia armata</i>	1	0.13	1.3	0.01	0.0030	0.15	0.29
<i>Miconia mendocaei</i>	1	0.13	1.3	0.01	0.0023	0.15	0.28
<i>Piper</i> sp 2	1	0.13	1.3	0.01	0.0001	0.15	0.28
<i>Ocotea</i> cf. <i>acutangula</i>	1	0.13	1.3	0.01	0.0023	0.15	0.28